

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİR TEKSTİL ENDÜSTRİSİ BOYA ATIKSULARI NİN
KİMYASAL ARITILABİLİRLİĞİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Mühendisi Hjlal ÜNER**

Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Program : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

MAYIS 2002

**BİR TEKSTİL ENDÜSTRİSİ BOYA ATIKSULARI NİN
KİMYASAL ARITILABİLİRLİĞİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Mühendisi Hjlal ÜNER
(501991034)

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 13 Mayıs 2002
Tezin Savunulduğu Tarih: 31 Mayıs 2002

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Fatış GERMİRLİ BABUNA
Diğer Jüri Üyeleri Prof. Dr. Derin ORHON
Doç. Dr. Işıl BALCI OĞLU (B Ü)

MAYIS 2002

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesiindeki değerli katkıları, çalışmam boyunca gösterdiği ilgi teşvik ve desteği sebebiyle değerli hocam Prof. Dr. Fatış GERMİRLİ BABUNA'ya teşekkür ederim

Fenton oksidasyonu ile ilgili deneysel çalışmalarda hem fikirlerini paylaşan hem de vaktini ayırıp sorularıma sonuna dek cevap veren Yar.Doç. Dr. İdil ARSLAN ALATON'a, deneysel ölçümleri benimle beraber yapıp, çalışmanın her safhasında yardımcı olan Araş Gör. Serdar DOĞRUEL'e teşekkürü borç bilirim

Ayrıca, benimle tekrar öğrenci olan sevgili ailemle yardımlarından dolayı tüm arkadaşlarıma şükranlarımı sunarım

Mayıs 2002

Hjal ÜNER

İÇİNDEKİLER

KISALTMALAR	iv
TABLO LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	vii
ÖZET	viii
SUMMARY	ix
1. GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2. TEKSTİL ENDÜSTRİSİ	3
2.1 Tekstil Endüstrisinde Üretim	3
2.1.1 Hammaddeler	3
2.1.2 Üretim Proses ve İşlemleri	3
2.2 Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boya Türleri	5
2.2.1 Bazik Boyar Maddeler	5
2.2.2 Asit Boyar Maddeler	6
2.2.3 Direk Boyar Maddeler	6
2.2.4 Mordan Boyar Maddeler	7
2.2.5 Reaktif Boyar Maddeler	7
2.2.6 Vat Boyar Maddeler	7
2.2.7 Dispers Boyar Maddeler	8
2.2.8 Kükürt Boyar Maddeler	8
2.2.9 Azotik Boyar Maddeler	8
2.2.10 Metal Kompleks Boyar Maddeler	9
2.3 At kategorilerinin Belirlenmesi	9
2.3.1 At kategorizasyon Yaklaşımı	9
2.3.2 At kategoriler	9
2.4 Su Kullanımı, Atıksu Kaynakları ve Karakterizasyonu	12

2.4.1 Su Kullanımı	12
2.4.2 Atıksu Kaynakları	12
2.4.3 Tekstil Endüstrisi Atıksularında Kirlenici Parametreler	14
2.4.4 Atıksu Karakterizasyonu	15
2.5 Atıksu Arıtma Teknolojileri	19
3. KİMYASAL ARITMA	24
3.1 Kimyasal Çöktürme	24
3.1.1 Katı Maddelerin Özellikleri	25
3.1.2 Kolloidlerin Yapısı	26
3.1.3 Kolloidlerin Destabilizasyonu	28
3.1.4 Hızlı Koagülant Dozunun Belirlenmesi	30
3.1.5 Koagülasyonda Kullanılan Kimyasal Maddeler	32
3.1.5.1 Alüminyum Sülfat	32
3.1.5.2 Sodyum Alüminat	35
3.1.5.3 Demir Klorür	35
3.1.5.4 Demir Sülfat	36
3.1.5.5 Kireç	37
3.1.5.6 Bentonit	37
3.1.6 Koagülasyonda Kullanılan Yardımcı Maddeler	38
3.1.6.1 Aktif Sıka	38
3.1.6.2 Organik Poli merler ve Polielektrolitler	40
3.1.7 Koagülasyon ve Flokülasyonda Karıştırma	41
3.1.8 Tekstil Endüstrisinde Kimyasal Çöktürme Uygulamalarına Örnekler	42
3.2 Kimyasal Oksidasyon	43
3.2.1 Fenton Oksidasyonu	44
3.2.2 Tekstil Endüstrisinde Fenton Prosesi Uygulamalarına Örnekler	46
4. DENEYSEL YAKLAŞIM	48
4.1 Deney Düzenegi	49
4.2 Deney Programı	49
5. DENEY SONUÇLARI VE SONUÇLARIN DEĞERLENDİRİLMESİ	53
5.1 Atıksu Karakterizasyonu	53
5.2 Kimyasal Çöktürme Deneyleri	55

5.2.1 Sodyum Bentonit ile Yürütülen Deney Sonuçları	55
5.2.2 Alüminyum Sülfat ile Yürütülen Deney Sonuçları	60
5.2.3 Demir Klorür ile Yürütülen Deney Sonuçları	66
5.2.4 Demir Sülfat ile Yürütülen Deney Sonuçları	68
5.3 Kıymasal Oksidasyon Deneyleri	73
5.3.1 Fenton Prosesi ile Yürütülen Deney Sonuçları	73
5.4 Arıtma Maliyeti Hesabı	76
5.4.1 Sodyum Bentonit için Arıtma Maliyeti Hesabı	78
5.4.2 Alüminyum Sülfat için Arıtma Maliyeti Hesabı	79
5.4.3 Demir Sülfat için Arıtma Maliyeti Hesabı	80
5.4.4 Kıymasal Arıtma Maliyetlerinin Karşılaştırılması	81
6. SONUÇLAR	83
1.1 KAYNAKLAR	86
ÖZGEÇMİŞ	89

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1 Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine Göre Tekstil Endüstrisi Atıksularının Alıcı Ortama Deşarj Standartları.....	13
Tablo 2.2 Tekstil Endüstrisi At kategorilerinde Atıksu Kaynakları.....	14
Tablo 2.3 Türkiye'ye İlişkin Tekstil Endüstrisi Atıksu Karakterizasyonu.....	16
Tablo 2.4 Tekstil Endüstrisi Su Kullanan Proseslerden Kaynaklanan Kirlilik Yükleri.....	17
Tablo 2.5 Boyama Atıksularının Karakteri.....	17
Tablo 2.6 EPA At kategorizasyonuna İlişkin Tekstil Endüstrisi Atıksuyu Karakterizasyonu.....	18
Tablo 2.7 Tekstil Endüstrisi Atıksularına Uygulanan Çeşitli Arıtma Yöntemleri ve Arıtma Verimleri.....	23
Tablo 4.1 İncelenen Fabrikanın Yıllık Ürün Dağılımı.....	48
Tablo 5.1 İncelenen Tesisin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu..	53
Tablo 5.2 Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine Göre Arıtma Çıkışı Sağlanması Gereken Alıcı Ortamdeşarj Standartları.....	54
Tablo 5.3 Bentonit ile Kimyasal Çöktürme Çıkışı KOİ ve ÇHİ Değerleri.....	56
Tablo 5.4 Bentonit ile Kimyasal Çöktürme Çıkışı Renk, İletkenlik ve Bulanıklık Değerleri.....	57
Tablo 5.5 Bentonit ile Yürütülen Deneylerde pH Ayarı İçin İlave Edilen Kimyasal Madde Miktarları.....	58
Tablo 5.6 Optimum Şartlarda Bentonit ile Kimyasal Çöktürme Çıkışı Atıksu Karakterizasyonu.....	60
Tablo 5.7 Alumile Kimyasal Çöktürme Çıkışı KOİ ve ÇHİ Değerleri..	62
Tablo 5.8 Alumile Kimyasal Çöktürme Çıkışı Renk, İletkenlik ve Bulanıklık Değerleri.....	64
Tablo 5.9 Alumile Yürütülen Deneylerde pH Ayarı İçin İlave Edilen Kimyasal Madde Miktarları.....	65
Tablo 5.10 Optimum Şartlarda Alumile Kimyasal Çöktürme Çıkışı Atıksu Karakterizasyonu.....	66
Tablo 5.11 Demir Klorür ile Kimyasal Çöktürme Çıkışı KOİ ve ÇHİ Değerleri.....	67
Tablo 5.12 Demir Klorür ile Kimyasal Çöktürme Çıkışı Renk, İletkenlik ve Bulanıklık Değerleri.....	68
Tablo 5.13 Demir Klorür ile Yürütülen Deneylerde pH Ayarı İçin İlave Edilen Kimyasal Madde Miktarları.....	68

Tablo 5.14	Demir Sülfat ile Kınyasal Çöktürme Gkışı KÖ ve ÇH Değerleri.....	70
Tablo 5.15	Demir Sülfat ile Kınyasal Çöktürme Gkışı Renk, İletkenlik ve Bulanıklık Değerleri.....	71
Tablo 5.16	Demir Sülfat ile Yürütülen DeneYlerde pH Ayarı İçin İlave Edilen Kınyasal Madde Mktarları.....	71
Tablo 5.17	Fenton Prosesi İle Kınyasal Oksidasyon Gkışı KÖ Değerleri.....	74
Tablo 5.18	Fenton Prosesi ile Kınyasal Oksidasyon Gkışı Renk İletkenlik ve Bulanıklık Değerleri.....	75
Tablo 5.19	Sodyum Bentonit ile Optimum Şartlarda Arıtma Maliyeti.....	79
Tablo 5.20	Alüminyum Sülfat ile Optimum Şartlarda Arıtma Maliyeti....	80
Tablo 5.21	Demir Sülfat ile Optimum Şartlarda Arıtma Maliyeti.....	81
Tablo 5.22	Kınyasal Arıtma Maliyetlerinin Karşılaştırılması.....	82

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa No
Şekil 3.1 : (a) Elektriksel Çift Tabaka (b) Elektriksel Potansiyel (c, d) Kollod Sistemi Etkileyen Enerjiler.....	27
Şekil 3.2 : Kolloidlerin Polimer ile destabilizasyonunda Köprü Çuşunun Şematik İfadesi.....	30
Şekil 3.3 : Dört Değişik Kollod Konsantrasyonu İçin Sabit pH'ta Jar Test Sonuçları.....	31
Şekil 3.4 : Sudaki Alüminyum Dengesi.....	33
Şekil 3.5 : Alüminyumun 25 ⁰ C'deki Çözünürlük Dengesi.....	34
Şekil 3.6 : Sudaki Demir Dengesi.....	35
Şekil 3.7 : Demirin 25 ⁰ C'deki Çözünürlük Dengesi.....	36
Şekil 3.8 : Bentonitin Kristal Yapısı.....	39
Şekil 4.1 : Kimyasal Arıtımda Kullanılan Deney Dizeneği.....	50
Şekil 5.1 : Bentonit ile Kimyasal Çöktürmede Sabit pH'ta Dozaja Göre KOİ Değişimi.....	59
Şekil 5.2 : Alüminyum Sülfat ile Kimyasal Çöktürmede Sabit pH'ta Dozaja Göre KOİ Değişimi.....	63
Şekil 5.3 : Demir Klorür ile Kimyasal Çöktürmede Sabit pH'ta Dozaja Göre KOİ Değişimi.....	69
Şekil 5.4 : Demir Sülfat ile Kimyasal Çöktürmede Sabit pH'ta Dozaja Göre KOİ Değişimi.....	72
Şekil 5.5 : Fenton ile Kimyasal Oksidasyonda Sabit pH'ta Dozaja Göre KOİ Değişimi.....	77

BİR TEKSTİL ENDÜSTRİSİNDE BOYA ATIKSULARI NİN KİMYASAL ARITILABİLİRLİĞİ

ÖZET

Bu çalışmanın amacı, tekstil endüstrisi boya atıksularının arıtım için koagülasyon-flokülasyon işlemi ile kimyasal oksidasyon uygulamalarından Fenton prosesi nin uygulanabilirliğinin incelenmesidir. Bu amaç doğrultusunda, tekstil endüstrisi özellikleri ile koagülasyon-flokülasyon ve Fenton prosesi nin mekanizması tanımlanmış; bu konuda yapılan deneysel çalışmalar aracılığıyla söz konusu uygulamaların KOİ giderimindeki etkileri belirlenmiştir.

Deneysel çalışmaların ilk adımı nda, koagülasyon-flokülasyon deneylerinde koagülant olarak alüminyum sülfat, sodyum bentonit, demir III klorür ve demir II sülfat kullanılmıştır. Her kimyasal maddenin farklı dozlarında, optimum pH aralığında yer alan değişik pH değerlerinde koagülasyon-flokülasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. İkinci adımda ise Fenton oksidasyonu deneyleri benzer şekilde farklı pH değerlerinde, farklı demir sülfat ve hidrojen peroksit dozlarında yürütülmüştür. Arıtılan atıksularda pH, KOİ, ÇHI, renk, bulanıklık ve iletkenlik parametreleri ölçülmüştür. Her kimyasal madde için optimum pH ve optimum dozaj saptanmıştır.

Deneysel çalışmalar sonunda elde edilen verilerin ışığında, en uygun koagülantın alüminyum sülfat (alum) olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Boya atıksularında yürütülen koagülasyon-flokülasyon deneyleri, alum için en uygun pH değerini 5.5, en uygun dozajın ise 50 mg/lit olduğunu ortaya koymuştur. Adı geçen pH ve dozajda KOİ konsantrasyonu %62'lik bir verimle 265 mg/lit'ye düşmüştür. Renk parametresinde %90'lara varan bir giderim gözlemlenmiştir. Oluşan çamurun ÇHI değeri 70 ml/gr'dır ve giderilen KOİ başına 0.40 gr çamur oluşmuştur. Çalışmalar, alum ile koagülasyon-flokülasyon işleminin etkili arıtma sağlayan ve uygulanabilir bir yöntem olduğunu göstermiştir.

THE CHEMICAL TREATMENT OF DYING WASTE WATERS IN A TEXTILE PLANT

SUMMARY

This study aims to give a general framework in terms of surveying the viability of the fenton process, which is one of the applications of chemical settlement and chemical oxidation for the treatment of textile industry dyeing process outlet wastewater. In this course, the characteristics of textile industry, along with the mechanism of chemical settlement and fenton process is defined. On the other hand the effects when removing KCl in the experimental studies on this subject is determined.

In the first stage of the experimental studies, aluminium sulphate, bentonite, iron III chlorur, iron II sulphate are used as coagulants in the coagulation-flocculation experiments. In various doses of every chemical material, - various pH values that account for optimum pH levels- the coagulation-flocculation experiments are done. In the second stage, the fenton oxidation experiments are likewise conducted by various pH values as well as various iron sulphate and hydrogen peroxide. KCl, pH, SM, pt-Co and in various absorbance values colour, turbidity and conductivity parameters are calculated from the wastewaters with treatment outlet. Optimum pH and dose is determined for every chemical material.

As a result of these series of experiments and calculations, aluminium sulphate appears to be the most convenient coagulant. The most convenient pH value is 5,5 while the most convenient dose is 50 mg/l when wastewater is treated by alum. KCl parameter appears to be declining to 265 mg/l with %62 in productivity in this pH and dose. The value of decline in colour removal regarding colour parameter reaches up to %90. SM parameter of the formed sludge is 70 ml/gr and 0,4 gr sludge is formed per every removed KCl. The studies indicate that coagulation-flocculation process by alum provides an effective removal and also indicate that it is a viable method.

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Günümüzde dünyadaki hızlı nüfus artışı ve endüstrileşme yüzeysel su kaynaklarının özümleme kapasitesinin çok üstünde bir atıksu üretimine neden olmaktadır. Bu atıksuların deşarj edildiği alıcı ortamlarda meydana getirdikleri kirlenme ekolojik dengeyi bozmakta ve faydalı kullanım amaçlarını sınırlamaktadır. Kent merkezlerinde ve yakın çevrelerinde kurulmuş olan özellikle kimya, tekstil, deri, kağıt gibi çeşitli fabrikalardan oluşan atıksular, evsel atıksularla birlikte deniz, göl, akarsu gibi yüzeysel suları kirleten en önemli kaynaklardır. İnsan faaliyetleri sonucu meydana gelen bu kirlenmeyi önlemek ve doğal kaynaklarının bugünkü ve gelecekteki faydalı amaçları için kullanılabilirliğine zarar verilmesini engellemek için oluşan atıksuların standartlar çerçevesinde en iyi şekilde arıtılması gerekmektedir.

Türkiye’de en çok gelişmiş endüstri dalı olan tekstil endüstrisi kullanılan hammaddelerin çeşitliliği, uygulanan tekniklerin ve elde edilen ürünlerin tesisten tesise değişimlik göstermesi; oluşan atıksuyun miktarında, kirlenme türlerinde ve konsantrasyonlarında farklılıklara neden olmaktadır. Bu sebeple tekstil endüstrisi atıksularının deşarj edilmeye önce arıtma işlemlerine tabi tutulması, arıtma sonrası KOİ, BOİ₅, AKM, amonyum azotu, serbest klor, toplam krom, sülfür, sülfid, yağ-gres, fenol ve pH gibi kirlenme parametrelerinin deşarj standartlarını sağlanması gerekmektedir. Tekstil endüstrisi boyama atıksuları biyolojik arıtmaya uygun olmayan yapıları ve en önemli kirlenme parametresi olan renk ile ekolojik denge açısından tehlike yaratmaktadır. Yapılan çalışmalar boyama atıksuları için en iyi arıtma yöntemi kimyasal yöntemler olduğunu göstermiştir. Kimyasal yöntemlerde verilen kullanılan koagülantın cinsi ve bu koagülantın uygulandığı pH ve ilave edilen dozajına bağlı olarak geniş bir aralıkta değişimlik göstermektedir. Bu konuda değişik alternatiflerin ayrı ayrı uygulamalarının yapılmasına ve oksidasyon, çökeltme prensipleriyle yürütülen bu işlemlerin daha iyi sonuçlar verecek ilave çalışmalarına ihtiyaç vardır.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsam

Bu çalışmanın amacı tekstil endüstrisi boya atıksularının kimyasal çöktürme ve Fenton prosesi ile kimyasal oksidasyon metotları ile arıtılabilirliğini incelemesidir. Bu amaç çerçevesinde olunan sonuç alabilmek için değişik koagülantların en uygun olduğu pH ve doz ile Fenton prosesi için gerekli optimum demir sülfat ve hidrojen peroksit miktarlarının belirlenmesi için deneysel çalışmalar yapılmıştır.

Bu amaç doğrultusunda yürütülen çalışmalar aşağıda sıralanmıştır.

2. bölümde, tekstil endüstrisinde kullanılan hammaddeler, uygulanan üretim işlemleri, altkategorileri, atıksu kaynakları, atıksu karakterizasyonu ve arıtma metotları hakkında bilgi verilmiştir.

3. bölümde, kimyasal arıtmanın esasları, kolloidlerin yapısı ve destabilizasyon yöntemleri, en uygun koagülant dozunun seçimi, kimyasal çöktürmede koagülant olarak kullanılan maddeler ve bunların özellikleri ile Fenton oksidasyonu tanıtılıp, konuyla ilgili detaylı bilgi verilmiştir.

4. bölümde, incelenen tesisin genel özellikleri ile deneysel çalışmalar sırasında kullanılan deney düzeneği ve izlenen prosedür ile ilgili kısımlar açıklanmıştır.

5. bölümde, yapılan deneyler sonucu elde edilen sonuçlar verilmiştir. Sonuçlar detaylı bir şekilde analiz edilmiştir.

6. bölümde, deneysel çalışmalar sonucu elde edilen sonuçlar ve getirilen öneriler sunulmuştur.

2. TEKSTİL ENDÜSTRİSİ

Endüstriyel kirlenme kapsamında ele alındığında tekstil endüstrisi doğal, sentetik ve yapay elyafları kullanarak tekstil ürünleri üreten tesisleri kapsayan bir endüstri dalıdır. Tekstil endüstrisi doğal elyafların temizlenmesi ve iplik haline getirilmesi, işlemlerini içerir; ancak çırçırılama, kimyasal elyafların üretimi ve konfeksiyon tekstil endüstrisi kategorisinin dışında yer almaktadır. Tekstil endüstrisi doğal, sentetik ve yapay ipliklerin hazırlanması; dokuma, örme veya başka yöntemler aracılığıyla dokunmuş kumaş, örgü kumaş, halı gibi tekstil ürünleri elde edilmesi; iplik, elyaf, örgü kumaş ve dokunmuş kumaşa boya, baskı, apre gibi terbiye işlemlerinin uygulanmasını kapsamaktadır (Göknil ve diğ., 1984; Tünay, 1996).

2.1 Tekstil Endüstrisinde Üretim

2.1.1 Hammaddeler

Tekstil endüstrisinin hammaddesi elyaftır. Elyaflar doğal elyaflar, sentetik elyaflar ve yapay elyaflar olmak üzere üç ayrı gruba ayrılmaktadır. Doğal elyaflar, hayvansal veya bitkisel kökenlidir. Hayvansal kökenli elyaflar, yünüpek gibi protein elyaflar şeklindedir. Selülozik elyaflar olarak da adlandırılan bitkisel kökenli elyaflara pamuk, jüt ve keten örnek olarak verilebilir. Sentetik elyaflar, selülozik olmayan organik maddelerden sentetik olarak üretilmektedir; başlıca sentetik elyaf türleri arasında polyster, naylon ve poliakrilik bulunmaktadır. Doğal selülozdan kimyasal proseslerin uygulanması sonucunda elde edilen elyaflar ise yapay elyaflar olarak adlandırılmaktadır. Bunlara örnek olarak viskoz rayon ve asetat rayon verilebilir (Tünay 1996; Çerçirli ve diğ., 1984).

2.2.2 Üretim Proses ve İşlemleri

Tekstil endüstrisinde üretimde yer alan prosesler, işlenen hammaddenin özelliğine bağlı olarak bazı farklılıklar içermesine rağmen genelde birbirleriyle benzerlik

göstermektedir. Hammaddenin özelliği sebebiyle farklı kimyasal maddelerin kullanılmasında, endüstride uygulanan proses ve işlemleri en çok kullanılan hammaddelerin türlerine göre tek tek ele alıp incelemeyi zorunlu kılmaktadır (Göknil ve diğ., 1984).

Doğal ve sentetik elyaflardan elde edilen tekstil ürünleri elyaflar ve iplikler dokuma ve örme kumaşlar olarak ele alınabilir. Bu ürünlerin üretimi, değişik üretim prosesleri ile gerçekleştirilmektedir. Tekstil ürünleri, esas olarak kuru ve yaş prosesler aracılığıyla elde edilmektedir. Kuru proseslerin arkasından uygulanan, büyük ölçüde boyamayı ve / veya apreyi içeren işlemler yaş prosesleri oluşturmaktadır; kuru prosesler ise, su kullanımını gerektirdiğinden dolayı kirlenme açısından önem taşımaktadır (Sözen, 1991). Su kullanımını gerektiren ve atıksu arıtımında dikkat edilmesi gereken yaş prosesler aşağıda açıklanmıştır.

a- **Fişirme:** Hem doğal hem de sentetik malzemelerde bulunması istenmeyen maddelerin çıkarılması işlemidir. Malzemenin görünümünü güzelleştirmek ve çirçirli sınırlarını gidermek için içerisine giren yaprak, yağ, parafin gibi yabancı maddeleri uzaklaştırmak için uygulanır. Bu işlem gerçekleştirilirken, içinde deterjan veya sabun bulunan sıcak alkali çözeltiler (genellikle kostik soda veya soda külü) kullanılır. Pamukun yetiştirilmesi sırasında kullanılan kimyasal maddeler bu işlem sırasında atıksuya geçer. Bu sebeple ön terbiye atıksuları toksik özellikler gösterebilmektedir.

b- **Haşılama:** Pamuk elyaflarının dokuma sırasında sağlanacak kazanması için üstlerini nişasta, modifiye nişasta, polivinil alkol, polivinil asetat, karboksimetil selülöz ve sakız gibi maddelerle kaplanması işlemidir. Bu işlem sırasında haşılama kazanlarından, tanelerden, haşıl karıştırıcıdan, haşılama alanından ve kalan haşılama çözeltilerinin deşaj edilmesi ile atıksu oluşmaktadır. Atıksuyun miktarı az olmasına rağmen yüksek BOİ, KOİ, AKMi içeriğine sahiptir.

c- **Haşıl Sökme:** Haşılama işleminden sonra kumaşa diğer işlemlerin (boya, ağartma vb.) uygulanabilmesi için haşıl sökme yapılır. Haşılama kullanılan maddelerin büyük kısmı suda çözünmediklerinden yüzey aktif maddeler, enzimler, asitler, alkaller yardımıyla haşıl sökme işlemleri uygulanır. Haşıl sökme işleminden kaynaklanan atıksuyun karakteri, haşılama için kullanılan maddelere bağlıdır. Atıksular, yüksek BOİ ve toplam katı içeriğine sahiptir.

d- **Kasarlanma**: Pamuk ve diğer elyafların parlaklıklarının arttırılması ve yeşilvari olan doğal renklerinin giderilmesi için kasar işlemi uygulanmaktadır. Yünü kumaşlar için sadece açık tonlarda boyanacak kumaş ve trikotajlara uygulanır. Kasar işleminde hidrojen peroksit, sodyum hipoklorit veya sodyum klorür kullanılır. Bunun yanında sülfürik asit, hipoklorik asit, kostik soda, sodyum bisülfid, yüzey aktif maddeler gibi yardımcı kimyasallar kullanılmaktadır.

e- **Merserizasyon**: Bu işlemin esas kumaşı veya elyafı kuvvetli bir bazik çözeltiyle ıslatmaktır. Uygulanma işlem sırasında veya sonrasında olabilir. Bu işlem selüloz bazlı elyaf, pamuk, viskon gibi malzemelere parlaklık kazandırmak için yapılmaktadır.

f- **Apr-iknal** : Kumaşa su geçirmezlik, buruşmazlık, ateşe dayanıklılık, metal kaplama, saydamlık, çekmezlik vb. özelliklerin kazandırılması için yapılan işlemlerdir. Yünü kumaşta ise keçeleştirme özelliğinin engellenmesi için uygulanmaktadır.

g- **Karbonizasyon** : Kirli yün liflerinde bulunan bitkisel artıkların, yıkanma ve diğer işlemler sırasında giderilemeyen kısmının uzaklaştırılması için yapılan kömürleştirme de denilen işlemdir. Bu adımda malzeme inorganik asitlerle veya ısıtılınca asidik özellik gösteren tuzlarla yüksek sıcaklıklarda işlemlenmektedir.

h- **Dinkleme**: Yün liflerinin keçeleşme özelliğinden faydalanılarak, kumaşa istenilen görünümün ve formun verilmesidir. Dinkleme yağlı kumaş ve yıkanmış kumaş dinkleme olarak ikiye ayrılır.

ı- **Boyama**: Elyafa, ipliğe ve kumaşa renk kazandırmak amacıyla yapılmaktadır. Boyama kesikli boyama, yarı sürekli boyama veya sürekli boyama olarak değişik sürelerde uygulanmaktadır (Başer , 1990; Özcan, 1978).

2.2.3 Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boya Türleri

2.2.3.1 Bazik Boyar Maddeler

Bazik boyar maddeler, organik bazların hidroklorürleri veya asetat tuzları şeklindedir. Renkli kation katyon halinde olduğundan katyonik boyar maddeler de denir. Pozitif yük taşıyıcısı olarak N ve S atomu içerir. Bazik olarak etki ettiklerinde sulu çözeltide boyar madde katyonu, elyafın anyonik gruplarıyla elyaf boyar madde tuzunu meydana getirirler.

Bazı boyar maddelerin en karakteristik özellikleri parlaklıkları ve renkleri dir. Genellikle asetik asit ve tannik asit yardımıyla zayıf asidik ortamda boyama yapılır. Bu boyar maddeler 80-90⁰ C sıcaklıkta poliakrilik elyafı hızlı bir şekilde boyamakta ve kuşağından ayrılma maktadır. Bazı boyalarla akrilik, modakrilik, modifiye naylon ve polyester gibi sentetik elyaflar boyanmaktadır.

Bazı boyar maddeler su ortamında yüksek düzeyde toksik etki yapmaktadır. Bulunmazlığına rağmen uygun şartlarda boyar maddenin %100'e yakın kısmı boyanacak materyale geçmektedir (Başer, 1990; Özcan, 1978).

2.2.3.2 Asit Boyar Maddeler

Asit boyar maddeler, moleküllerinde bir veya birden fazla sülfonil veya karboksilik asit grubu içermektedir. Renkli bileşen boyar madde anyonudur. Suda çözünür ve boyama 60-80⁰ C de asidik veya nötr pH da yapılır. Asit boyaların yaş haslıkları zayıftır ve iyileştirilmek için mordanlar kullanılmaktadır. Mordanlar Cr, Sn, Cu, ve Al içerirler. Asit boyar maddelerin elyafa fiksasyonu boya çeşidine göre %80-93 arasında değişmektedir.

Bu tip boyar maddeler yün, ipek, naylon gibi nitrojenik elyafa asit veya nötr banyodan modifiye edilen akrilik elyafa uygulanabilmektedir. Çoğunluğu parlak olan çok miktarda renk tonları elde edilmektedir (Başer, 1990).

2.2.3.3 Direk Boyar Maddeler

Direk boyar maddeler, genellikle sülfonik asitlerin bazen de karboksilli asitlerin sodyum tuzları şeklindedir. Renkli kısmı oluşturan iyon, anyon şeklindedir. Direk boyar maddelerin çoğu disazo, poliazo grubu taşıyan azo boyar maddeleridir.

Direk boyar maddeler ucuz oluşları, boyama işlemlerinin basit oluşu ve boyama sırasında elyafın yıpranmaması gibi özelliklerden dolayı tercih edilmektedirler. Pamuk, rayon, keten, jüt, kendir, ipek ve naylon elyafıta kullanılabilirler.

Direk boyar maddeler ile boyama nötr zayıf alkali ortamda sodyum sülfat veya sodyum klorür ilavesi ile kaynama sıcaklığında gerçekleşmektedir. Elyafa %70-95 arasında fiks olurlar (EPA, 1996; Başer, 1990).

2.2.3.4 Mordan Boyar Maddeler

Mordan boyar maddeler, asidik veya bazik fonksiyonel gruplar içerirler. Bitkisel veya hayvansal elyaf ile kararsız bileşikler oluştururlar. Boyamadan önce mordan olarak Al, Sn, Fe, Cr, tuzları ile boyamın daha iyi fiksasyonunu sağlamak için ön işlem yapılır. Krom bileşikleri katıldıktan sonra boyama gerçekleştirilir. İpek, naylon, selülozik elyaf ve esas olarak yün boyamada kullanılır. Bu boyar maddeler çeşitli renklere sahip metal kompleksleri oluşturmak için alüminyum, krom, kobalt, bakır, nikel veya demir tuzlarının bağlayıcı özelliği grupları içerirler (EPA 1996).

2.2.3.5 Reaktif Boyar Maddeler

Reaktif boyar maddeler, diğer bütün boyar maddelerden farklı olarak lif makromolekülleriyle reaksiyona girebilen ve liflere gerçek kovalent bağlarla bağlanabilen boyar maddelerdir. Kovalent bağ alkali ortamda oluşur ve mordanlardaki metal kompleks bağlarından daha sağlamdır. Reaktif boyar maddeler kimyasal yapılarında elyafa bağlanan ve renk veren bir kromofor grubu, elyafın aktif grubuyla reaksiyona giren bir reaktif grup, reaktif ve kromofor gruplarını bağlayan bir köprü grup ve kromofor gruba tutunmuş suda çözünürlüğü arttıran bir veya birden fazla sülfonik asit grubu bulmaktadır.

Reaktif boyar maddeler genellikle pamuk ve rayon gibi selülozik elyafların boyanmasında kullanılmaktadır. Bu boyaların elyafa fiksasyonu %60-90 arası değişmektedir (Başer, 1990; Özcan, 1978).

2.2.3.6 Vat Boyar Maddeler

Vat boyar maddeler, moleküllerinde en az iki oksijen atomu ihtiva eden bileşiklerdir. İri, ince toz halinde bulunabilirler. Suda çözünmezler ancak sodyum hidroksit ve sodyum hidro sülfid gibi indirgenin etkisiyle suda çözünebilir luyko bileşiklerine dönüşmektedirler. Luyko bileşiği elyaf tarafından adsorplandıktan sonra hemen oksitlenerek suda çözünmeyen pigmente dönüşmektedirler.

Vat boyar maddeler, genellikle pamuk ve selülozik elyafın boyanmasında kullanılmaktadır. Ayrıca naylon ve polyester-selülozik karışımlarda, nadiren de yün ve asetat boyanmasında kullanılırlar (Başer, 1990; Özcan, 1978).

2.2.3.7 Dispers Boyar Maddeler

Dispers boyar maddeler amino ve hidroksil grupları ihtiva eden düşük molekül ağırlıklı bileşiklerdir. Suda çözünürlükleri çok düşüktür. Sentetik elyaf polimerlerine dispersiyonla transfer edilirler. Elyafa difüzyonu çok yavaştır. Bu sebeple boyama işlemi uzun sürmektedir. Uygulamada için bazen yüksek sıcaklık ve yüksek basınç gereklidir. %80-92 elyafa fikse olabilirler. Sentetik elyaflarda, esas olarak polysterde ve selüloz asetat rayon, naylon, akrilik elyaf gibi malzemelerin boyanmasında kullanılmaktadır (Başer, 1990; Özcan, 1978).

2.2.3.8 Kükürt Boyar maddeler

Kükürt boyar maddeler, nitro ve amino grupları içeren amino bileşiklerini sülfür veya sodyum sülfid ile yüksek sıcaklıkta reaksiyonu sonucu elde edilir. Selüloz elyafın, özellikle pamuğun renklendirilmesinde kullanılmaktadır. Elyaf fiksasyonu %60-70 civarındadır (Başer, 1990).

2.2.3.9 Azotik Boyar Maddeler

Azotik boyar maddeler, selüloz elyaf (özellikle pamuk), rayon, selüloz asetat, keten, jüt, kendir, polyster boyanmasında kullanılmaktadır. Genel olarak iki ayrı reaktif bileşikten oluşmakta ve bunlar kumaşa iki ayrı kademede uygulanmaktadır. Bu iki bileşimin reaksiyonu elyafta renkli azo kromoforunu oluşturur. Boyama sırasında azotik boyalar elyafın içinde oluşurlar. Azotik boyalar parlak ve koyu yeşil, turuncu, kırmızı, kestane rengi, deniz mavisi, kahverengi ve siyah renkler oluştururlar. Yaş ve ışık haslıkları iyidir.

2.2.3.10 Metal Kompleks Boyar Maddeler

Metal kompleks boyar maddeler, bileşimlerinde azo ve anyonik gruplar bulundurlar. Anyonik gruplar metal boyamına bağlı olarak değişmektedir. Metal kompleks boyalarda krom ve kobalt tuzları çok kullanılmaktadır. 1:1 metal kompleks boyalar bir veya iki adet $-SO_3H$ grubu taşırlar ve kuvvetli asidik ortamlarda uygulanırlar. 1:2 metal kompleks boyalar iyonize grupta taşırlar, ancak boyanın suda yeterli çözünürlüğünü sağlamak için $-SO_3CH_3$ veya $-SO_2NH_2$ gibi yüksek dereceden polar gruplar taşırlar (Başer, 1990; Özcan, 1978).

2.3 At kategorilerinin Belirlenmesi

2.3.1 Alt kategorizasyon Yaklaşımı

Alt kategorizasyon yaklaşımı, aynı kategori içinde olduğu halde üretimi farklılıkları olan veya aynı ürünün üretiminde farklı proses ve işlemlerin uygulandığı tesislerin kirlilik profiliinde meydana gelecek farklılıkların ortaya konulmasını amaçlamaktadır. Atıksuların özellikleri belirlendiğinde, her alt kategori için uygun arıtma teknolojisi tanımlanabilmekte ve bu tanımdan hareketle atıksu deşarj kalite kriterleri geliştirilebilmektedir.

Alt kategorizasyon yapılırken sadece atıksu kalitesi benzerliği, gruba için yeterli olmamaktadır; gruba sırasında pek çok faktör göz önüne alınmaktadır. Tekstil endüstrisinde alt kategorizasyon üretim işlemlerine, hammaddelere, ürünlere, su kullanımına ve atıksu karakteristiklerindeki benzerliklere dayanılarak yapılmaktadır. Bu yaklaşım göre tekstil endüstrisi, on alt kategoriye ayrılmaktadır (Göknil ve diğ., 1984; Tünay, 1996).

1. 2.3.2 At kategoriler

a- Yapağı Yıkama : Bu alt kategori, ham yün elyaf ve diğ er hayvan kıllarının temizlendiği tesisleri kapsamaktadır. Yün elyaf ve hayvan kılları, önemli ölçüde bir ön temizlemeyi gerektirmektedir. Dolayısıyla oluşan atıksu ve yapısı bakımından yapağı yıkama alt kategorisi, tekstil endüstrisinin diğ er alt kategorilerinden ayrı bir özellik taşımaktadır.

b- Yün Son İşlemleri : Bu alt kategori, hayvansal kıl veya yün elyafı - hayvansal kıl karışımı kuşaklara ağartma, yıkama, boyama, ateşe dayanıklı hale getirme, güveye nezlik vb. işlemlerin uygulanmasını kapsamaktadır. Karbonizleme işleminin yer aldığı yün elyaf veya iplik diğ er hayvansal kıllar ve yün elyafı - hayvansal kıl karışımı için yapılan son işlemler de yün son işlemleri alt kategorisi kapsamında bulunmaktadır. Karbonizlemede, kirli yün liflerinde bulunan bitkisel artıkların yıkama ve diğ er işlemler sırasında giderilme yen kısmı uzaklaştırılmaktadır. Ayrıca yün son işlemleri alt kategorisinde, dinkleme prosesi yani yün liflerinin keçeleşme özelliğ inden faydalanılarak kuşağın görünüm ve tutumunun değıştirilmesi de yapılmaktadır. Bu alt kategori, üretim prosesleri (karbonizleme ve dinkleme) ile

üretimde kullanılan boya ve diğer kimyasal maddelerin çok fazla değişim göstermesi nedeniyle tekstil endüstrisinin diğer alt kategorilerinden ayrı bir özelliğe sahiptir.

c- Dokunmuş Kumaş Son İşlemleri : Bu alt kategori, dokunmuş kumaşlara hasıl sökme, yıkama, ağartma, nerserizasyon, boyama, basma, apre ve benzeri işlemlerden birinin uygulanmasını kapsamaktadır. Çoğunluğu dokunmuş kumaş son işlemleri olmakla birlikte kumaş dokuma ve iplik son işlemleri de uygulayan entegre tesisler, dokunmuş kumaş son işlemleri alt kategorisi kapsamına alınmaktadır.

d- Örgü Kumaş Son İşlemleri : Bu alt kategori, genellikle örgü olan pamuklu ve / veya sentetik kumaşlara yıkama, ağartma, boyama, basma, apre ve benzeri işlemlerden birinin uygulanmasını içermektedir. Çoğu örgü kumaş son işlemleri olmakla birlikte kumaş dokuma ve iplik son işlemleri de gerçekleştirilen entegre tesisler, örgü kumaş son işlemleri alt kategorisi kapsamında incelenmektedir.

e- Açık Elyaf ve İplik Son İşlemleri : Bu alt kategori, pamuklu ve / veya sentetik iplik ve elyafa yıkama, ağartma, nerserizasyon, boyama, apre ve benzeri işlemlerin uygulanmasını kapsamaktadır. Karbonizleme işleminin yer aldığı yün elyaf veya iplik son işlemleri, açık elyaf ve iplik son işlemleri alt kategorisi kapsamında incelenmektedir.

f- Halı Son İşlemleri : Bu alt kategori, tekstil esaslı halılara yıkama, ağartma, boyama, basma, apre ve benzeri işlemlerden birinin uygulanmasını kapsamaktadır. Çoğunluğu halı son işlemleri olmakla birlikte halı tafting halı tabanı yapımı veya iplik boyama işlemleri de gerçekleştirilen entegre tesisler, halı son işlemleri alt kategorisi kapsamına yer almaktadır.

g- Dokusuz Yüzeyle Kumaş Üretimi : Bu alt kategori yün, pamuk veya sentetik malzemenin mekanik ternal ve / veya yapıştırıcılarla birleştirilmesi sonucunda dokusuz yüzeyle ürünlerin elde edilmesini kapsamaktadır.

h- Keçeleştirilmiş Kumaş Üretimi : Bu alt kategori, dinkleme ve keçeleştirme işlemleri sonucunda dokusuz yüzeyle ürünlerin elde edilmesini kapsamaktadır. Keçeleştirme işleminde kullanılan başlıca elyaflar arasında yün, rayon ve yün - rayon polyster karışımı yer almaktadır.

j- Az Su Kullanılan İşlemler : Bu alt kategori iplik yapımı, dokuma, halı tafting halı tabanı yapımı gibi çeşitli kuru işlemleri kapsamaktadır. Atıksu, bu işlemler sırasında kullanılan makine ve teçhizatın yıkama temizlenmesi esnasında meydana gelmektedir.

k- Koza İşleme ve Doğal İpek Üretimi : Bu altkategori, pişirme (koza kaynatma) ile ipek çeki mi işlemlerini ve ipek ipliği üretimi ni kapsamaktadır (Göknil ve diğ., 1984).

Bu altkategorizasyon, altkategoriler için belirlenen arıtım şemaları benzerlik gösterdiğinden tam bir karakter ayrımı sağlanmaktadır. Altkategorizasyon tanımlanmasında çok geniş aralıklar verilmiştir; oysa bir altkategoriye ilişkin arıtım sistemi aynı veya yakın olması gerekmektedir (Germirli ve diğ., 1989). Günümüzde kullanılan bu altkategorizasyon, uygulama açısından kısıtlı kullanım sahiptir; bu nedenle uygulanan üretim proseslerine bağlı olarak etkili faktörler daha yakından incelenip yeni bir altkategorizasyon yapısı ortaya konulmalıdır (Germirli ve diğ., 1990).

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği' ne göre tekstil endüstrisi, aşağıda sıralanan yedi altkategoriye ayrılmaktadır :

1. Açık Elyaf, İplik Üretimi ve Terbiye
2. Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri
3. Pamuklu Tekstil ve Benzerleri
4. Yün Yıkama, Terbiye, Dokuma ve Benzerleri
5. Örgü Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri
6. Halı Terbiyesi ve Benzerleri
7. Sentetik Tekstil Terbiyesi ve Benzerleri

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde (1988), son derece farklı karakterde atıksu ürettiği bilinen yapağı yıkama ve yün son işlemleri altkategorileri birlikte ele alınmakta; dokunmuş kumaş son işlemleri, örgü kumaş son işlemleri, açık elyaf ve iplik son işlemleri, halı son işlemleri altkategorileri tanımlanmaktadır; dokusuz yüzeyli kumaş üretimi, keçeleştirilmiş kumaş üretimi, az su kullanılan işlemler, koza işleme ve doğal ipek üretimi altkategorileri bulunmamaktadır. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği' ne göre tekstil endüstrisi atıksularının alıcı ortama deşarj standartları (2 saatlik kompozit), Tablo 2.1'de verilmiştir.

2.3 Su Kullanım, Atıksu Kaynakları ve Karakterizasyonu

2.3.1 Su Kullanım

Tekstil endüstrisinde su kullanımı, flöte oranına bağlı olarak belirlenmektedir. Flöte oranı, kullanılan birim su hacmi başına işlenen tekstil kütlesi olarak tanımlanmakta ve ton kumaş / m³ su birimiyle ifade edilmektedir. Yıkama ve durulama işlemlerinde flöte oranı 1:5-1:50 arasında değişmekte genellikle 1:10 seviyesinde olmaktadır. İşleme ile apre ve ikmal işlemleri ise, ya kesikli olarak yıkama ve durulama işlemlerindeki flöte oranları kullanılarak kesikli; ya da sürekli sistemlerde 1:1 flöte oranı ile gerçekleştirilmektedir (Sözen, 1991). Yıkama ve durulama işlemlerinde çok miktarda suya gereksinim duyulduğundan tekstil endüstrisindeki su kullanımı oldukça fazladır. Kullanılan su miktarı, işlenen elyaflara veya altkategorilere göre farklılık göstermektedir. Hatta aynı elyafın işlendiği veya aynı altkategorinin yer aldığı farklı işletmelerde kullanılan su miktarının aynı olmadığı görülmektedir. Proseslerde uygulanan yöntemlerin, kullanılan ekipmanların ve kimyasal maddelerin farklılığına bağlı olarak su kullanımı bazen geniş aralıklarda değişmektedir (Göknil ve diğ., 1984; Tünay, 1996).

2.3.2 Atıksu Kaynakları

Tekstil endüstrisinin kullanılan hammaddeler, son ürünler, su kullanımı ve atıksu özelliklerinin benzerlikleri göz önüne alınarak EPA (Environmental Protection Agency) tarafından hazırlanan tekstil endüstrisi altkategorileri aşağıda şekilde sıralanmaktadır (EPA, 1978) :

1. Yapağı Yıkama
2. Yünlü Kumaş Son İşlemleri
3. Az Su Kullanılan İşlemler
4. Dokunmuş Kumaş Son İşlemleri
5. Örgü Kumaş Son İşlemleri
6. Halı Üretimi Son İşlemleri
7. İtök ve Hıyaf Son İşlemleri

Tablo 2.1 Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği' ne Göre Tekstil Endüstrisi Atıksularının Alıcı Ortama Deşarj Standartları
(2 saatlik kompozit)

Parametre	Birim	Açık Hıyaf, İplik Üretimi ve Terbiye	Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri	Pamuklu Tekstil ve Benzerleri	Yün Yıkama, Terbiye, Dokuma ve Benzerleri	Örgü Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri	Halı Terbiyesi ve Benzerleri	Sentetik Tekstil Terbiyesi ve Benzerleri
BO ₅	mg/l	80	90	90	200	50	120	100
KOİ	mg/l	350	400	250	400	300	300	400
AKM	mg/l	-	140	160	400	-	160	-
Amonyum Azotu	mg/l	5	5	5	5	5	5	-
Serbest Klor	mg/l	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	-
Toplam Krom	mg/l	2	2	2	2	2	2	-
Sülfür	mg/l	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Sülfid	mg/l	1	1	1	1	1	1	-
Çinko	mg/l	-	-	-	-	-	-	12
Fenol	mg/l	-	1	-	-	1	1	1
Yağ ve Gres	mg/l	10	-	10	200	10	10	-
Balık Bıyodeneji (ZSF)	-	4	4	4	-	4	-	3
pH	-	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9

Halı üretimi dışındaki tüm yünü kuşak işlemleri 1. ve 2. kategoriler, pamuk ve sentetik üretimi 3., 4., 5., ve 7. kategoriler, halı üretimi de 3. ve 6. kategorilerin kapsamındadır. Tekstil endüstrisindeki atıksu oluşturan işlemler, Tablo 2.2’de gösterildiği gibi altkategorilere göre düzenlenebilmektedir (EPA, 1978).

Tablo 2.2 Tekstil Endüstrisi Alt kategorilerinde Atıksu Kaynakları (EPA 1978)

ALTKATEGORİLER	ATI KSU OLUŞTURAN İŞLEMLER
Yapağı Yıkama	Yıkama, durulama
Yün Son İşlemleri	Boyama, ağartma, yıkama, durulama, karbonizleme ve yıkama, dinkleme ve yıkama
Dokunmuş Kuşak Son İşlemleri	Haşıl sökme, pişirme-yıkama, nerserizasyon-yıkama, ağartma-yıkama, boyama-yıkama, basma, apre-kmal
Örgü Kuşak Son İşlemleri	Yıkama, pişirme-ağartma, boyama, basma, apre-kmal
Açık Hiyaf ve İplik Son İşlemleri	Boyama, ağartma, nerserizasyon, yıkama
Halı Son İşlemleri	Boyama veya baskı, kurutma, lateks kaplama
Dokusuz Yüzeyle Kuşak Üretimi	Yapıştırma
Keçeleştirilmiş Kuşak Üretimi	Durulama
Az Su Kullanılan İşlemler	Haşılama
Koza İşleme ve Doğal İpek Üretimi	Pişirme, ipek çekimi, ağartma, boyama, yıkama

2.3.3 Tekstil Endüstrisi Atıksularında Kirlenici Parametreler

Tekstil endüstrisinden kaynaklanan atıksuları kontrol altına almak ve deşarj kalite limitlerine temel oluşturacak kirlenici parametrelerin belirlenebilmesi için tekstil endüstrisi atıksularında bulunabilecek tüm kirlenici parametreler tektek ele alınmalı ve belirli seçi mesaslarına göre değerlendirilmelidir. Tekstil endüstrisi atıksularının kontrolüne temel oluşturacak kirlenici parametrelerin seçiminde, kirlenici parametrelerin kaynağının belli olması, seçilen kirlenici parametrenin o atıksu için karakteristik olması, kirlenici parametrelerin çevreye etkileri ve zararlarının belirlenmiş olması, kirlenici parametrelerin geliştirilmiş yöntemler aracılığıyla arıtılabilir olması, seçilen kirlenici parametrelerin belirli bir duyarlılıkla ölçülebilirliği gibi faktörler göz önüne alınmalıdır (Cöknil ve diğ., 1984).

Tekstil endüstrisi atıksularının kontrolü amacıyla en uygun arıtma teknolojisi ne bağlı olarak deşarj kalite limitlerini oluşturacak parametrelerin belirlenmesinde, bu endüstri dalının birbirinden oldukça farklı üretim yapan, bu sebeple de atıksu karakteristikleri çok farklı ve geniş aralıkta değiştiğinden idkate almak gerekmektedir. (Cöknil ve diğ., 1984). Buna göre tekstil endüstrisi genelinde atıksuları karakterize

eden başlıca kirlenici parametreler arasında KCl, AKM yağ ve gres, renk, toplam krom fenoller, toplam sülfür, yüzey aktif maddeler, pH ve sıcaklık yer almaktadır. (Tünay, 1988).

2.3.4 Atıksu Karakterizasyonu

Tekstil endüstrisi, çok sayıda ve birbirinden oldukça farklı ürünlerin üretimini içermektedir. Yün, pamuk, yapay, sentetik elyaf gibi hammaddelerin üretim farklılıkları dokuma, örme, keçeleştirme ve benzeri işlemlerle yarı ürünlerin oluşturulması ile son işlemler olarak nitelendirilen merseziyasyon, ağartma, boyama ve apre gibi işlemlerin eklenmesiyle çok fazla çeşitlilik göstermektedir. Bu çeşitlilik atıksu yapısında da farklılık yaratmakta, aynı tesiste mevsimlik, günlük değişimler olabilir. (Tünay, 1988).

Tekstil endüstrisi atıksuları için kesin ortalama değerler vermek mümkün değildir. Ancak atıksu karakteri, bazı yaklaşımlar ve karşılaştırmalarla sınırlandırılmaktadır. Bazı parametreler açısından tekstil endüstrisinin kirlenici potansiyeli, evsel atıksuya oranla daha düşük olabilir; örneğin organik azot ve amonyum azotu, baskı işlemi gerçekleştirilen tekstil endüstrisi atıksularında oldukça az miktarda bulunmaktadır. pH değeri, daha çok bazik ortamda yer alıp bazen yedinin altına düşebilir. Organik madde açısından kirlilik yükü, yaklaşık olarak evsel atıksu seviyesinde olup bazen çok daha yüksek değerlere de ulaşabilir. İletkenlik, sodyum tuzları (sülfat, klorür, anyonik yüzey aktif maddeler) nedeniyle oldukça yüksektir. Polifosfatların kullanımı halinde, fosfat konsantrasyonları yüksek olabilir; aksi takdirde evsel atıksulardan daha düşük değerlere rastlanmaktadır. Klorlu organik maddelerin miktarı, büyük ölçüde ürüne ve ilave katkı maddelerine bağlıdır; klorla ağartma yapılı durumda ise, atıksudaki klorlu organik madde miktarı artmaktadır (Sözen, 1991).

Tekstil endüstrisinde atıksu miktarı ise ürüne, prosese ve işletme koşullarına bağlı olarak değişmektedir. Birim yükler esas alındığında, az su kullanılan proseslerde atıksu miktarı genelde 10 m³ / ton kumaş değerinin altında, dokunmuş kumaş son işlemleri alt kategorisinde 50-300 m³ / ton kumaş aralığındadır. Yünlü kumaş son işlemleri alt kategorisi bu aralığın alt değerine yakın, örgü kumaş son işlemleri alt kategorisi ise orta ve üst değerine yakın atıksu üretmektedir (Tünay, 1996).

Türkiye’de tekstil endüstrisi için yapılan çalışmalardan elde edilen atıksu karakterizasyonu Tablo 2.3’te verilmiştir; bu tabloda jean yıka ma işlemleri ayrı bir alt kategori olarak di kkat e alın maktadır (Ghon ve di ğ, 1996). Çeşitli el yafların ürüne dönüştürül me esnasında geçirdi ğ işlemler ve bu işlemlerden kaynaklanan atıksuların pH, BOİ ve Toplam Katı Madde değerleri ile su kullanı maraları Tablo 2.4’te verilmiştir (Correia ve di ğ, 1994). EPA alt kategorizasyonuna ilişkin tekstil endüstrisi atıksuyu karakterizasyonu ise, Tablo 2.5’te veril mektedir (EPA, 1992).

Boya ma işle mi di kkat e alındı ğ nda ol uş an atıksuyun karakterinin proses ki miyana göre işlemin sürekli veya kesikli ol uş una göre de ğ işt i ğ gör ü l mektedir. Su/Boya oranı ile boyanın elyaf ta tutul ma miktarı, atıksuyun yapısını de ğ işt ir mektedir. Ayrıca kullanılan elyaf cinsi ve boya ma m etodu da atıksu karakterini etkile mektedir. El yafa fikse ol mayan boyalar, i norganik ve organik yardımı ki miyasallar, boya ma prosesinden kaynaklanan atıksuda renk, yüksek çözünmüş katı madde, yüksek KOİ’ye sebep ol maktadır. Ayrıca bazı boya moleküllerinin parçası olarak boya bileşi ğ nde bulunan asit boyalardaki krom direkt boyalardaki bakır veya boya ma prosesinde kullanılan ci va gibi ağır m etaller atıksuya toksik özellik kazandır maktadır. Tablo 2.6’da de ğ işik boya ma işlemlerinden kaynaklanan atıksuların kirl etici özellikleri verilmiştir (EPA 1996).

Tablo 2.3 Türkiye’ye İlişkin Tekstil Endüstrisi Atıksuyu Karakterizasyonu (Ghon ve di ğ 1996)

Parametre → Alt kategori ↓	Ortalama Konsantrasyon (ng/l)						
	KOİ	BOİ ₅	AKM	Yağ ve Gres	T. Krom	Fenol	Sülfür
Yün Yıkama	9000	3000	4000	3000	-	-	-
Keçeleştirilmiş Kumaş Üretimi	1200	300	200	-	-	-	1.0
Örgü Kumaş Son İşlemleri	1000	350	300	53	0.5	0.24	0.2
Stok ve İplik Son İşlemleri	1200	500	40	100	5.0	-	2.0
Dokunmuş Kumaş Son İşlemleri	1200	650	300	14	0.04	0.04	3.0
Halı Son İşlemleri	2000	700	100	30	0.005	0.001	0.002
Dokusuz Yüzeyle Kumaş İşlemleri	3850	1230	80	-	-	-	-
Jean Yıkama İşlemleri	1000	300	300	-	-	-	-

Tablo 2.4 Tekstil Endüstrisi Su Kullanılan Proseslerden Kaynaklanan Kirlilik Yükleri (Correia ve diğ. 1994)

El yaf	Proses	pH	BO ₅ (ng/l)	TKM (ng/l)	Su Kullanım (lt/kg)
Pamuk	Haşıl Sökme	---	1700-5200	16000-32000	3-9
	Pişirme	10-13	50-2900	7600-17400	26-43
	Kasar	8.5-9.6	90-1700	2300-14400	3-124
	Merсерizasyon	5.5-9.5	45-65	600-1900	232-308
	Boya ma	5-10	11-1800	500-14100	8-300
Yün	Pişirme	9-14	30000-40000	1129-64448	46-100
	Boya ma	4.8-8	380-2200	3855-8315	16-22
	Yıkama	7.3-10.3	4000-11455	4830-19267	334-835
	Nötralizasyon	1.9-9	28	1241-4830	104-313
	Kasar	6	390	908	3-22
Naylon	Pişirme	10.4	1360	1882	50-67
	Boya ma	8.4	368	641	17-33
Akrilik	Pişirme	9.7	2190	1874	50-67
	Boya ma	1.5-3.7	175-2000	833-1968	17-33
	Son Durulama	7.1	668	1191	67-83
Polyster	Ön Terbiye	---	500-800	---	25-42
	Boya ma	---	480-27000	---	17-33
	Son Durulama	---	650	---	17-33
Viskon	Ön Yıkama, Boya ma	8.5	2832	3334	17-33
	Tuz Banyosu	6.8	58	4890	4-13
Asetat	Ön Yıkama, Boya ma	9.3	2000	1778	33-50

Tablo 2.6 Boya ma Atıksularının Karakteri (EPA 1996)

Boya Türü	El yaf Türü	pH	Renk ADM	BO mg/l	TOK mg/l	AKM mg/l	ÇKM mg/l	Cl mg/l
Asit	Poliamid	5.1	4000	240	315	14	2028	14
Asit/krom	Yün	4.0	3200	135	210	9	1086	33
2:1 Metal Kompleks	Poliamid	6.8	370	570	400	5	3945	0
Bazik	Poliakrilik	4.5	5600	210	255	13	1469	27
Bazik	Polyster	5.0	1300	1470	1120	4	1360	17
Direkt (developed)	Rayon	3.2	2730	12	55	13	918	130
Direkt	Rayon	6.6	12500	15	140	26	2669	61
Reaktif (kesikli)	Pamuk	11.2	3890	0	150	32	12500	9800
Reaktif (sürekli)	Pamuk	9.1	1390	102	230	9	691	57
Azoik	Pamuk	9.3	2415	200	170	387	10900	7630
Sülfür(sürekli)	Pamuk	3.7	450	990	400	34	2000	42
Vat	Pamuk	11.8	1910	294	265	41	3945	190
Dipers(yüksek sıcaklık)	Polyster	10.2	1245	198	360	76	1700	1680
Dipers(oda sıcaklığı)	Polyster	7.8	315	234	300	39	914	33
Dipers	Polyster(halı)	7.1	215	159	240	101	771	101
Dipers	Poliamid(halı)	8.3	100	78	130	14	396	28
Dipers/asit/bazik(sürekli)	Poliamid(halı)	6.5	<50	130	160	49	258	22
Dipers/asit/bazik(kesikli)	Poliamid(halı)	6.7	210	42	130	8	450	10
Dipers/Vat (sürekli)	Pamuk+Polyster	9.1	365	360	350	9	691	167

Tablo 2.5 EPA Alt kategorizasyonu'na İlişkin Tekstil Endüstrisi Atıksuyu Karakterizasyonu (EPA 1992)

Alt kategori	Su Kull. (lt/kg)	PH	Sıcaklık (°C)	BO ₅ (mg/l)	KÖ ₅ (mg/l)	KÖ ₅ /BO ₅	AKM	Yağ ve Gres (mg/l)	Fenol (µg/l)	Toplam Krom (µg/l)	Sülfür (µg/l)	Renk ADM
Yapağı Yıkama	11.7	8.0	28	2270	7030	3.1	3310	580	YV	YV	YV	YV
Yünlü Kuşak Son İşlemleri	283.6	7.0	62	170	590	3.5	60	YV	YV	YV	YV	YV
Az Su Kullanılan İşlemler	9.2	10	21	293	692	2.4	185	YV	YV	YV	YV	YV
Dokunmuş Kuşak Son İşlemleri		10	37									
Basit Proses	78.4			270	900	3.3	60	70	50	40	70	800
Kompleks Proses	86.7			350	1060	3.0	110	45	55	110	100	YV
Kompleks Proses+Haşıl sökme	113.4			420	1240	3.0	155	70	145	1100	YV	YV
Örgü Kuşak Son İşlemleri		8.0	39									
Basit Proses	135.9			210	870	4.1	55	85	110	80	55	400
Kompleks Proses	83.4			270	790	2.9	60	50	100	80	150	750
Çorap İşlemleri	69.2			320	1370	4.5	80	100	60	80	560	450
Halı Üretimi Son İşlemleri	46.7	8.0	20	440	1190	2.7	65	20	130	30	180	490
Stok ve Hyaf Son İşlemleri	100.1	11	38	180	680	3.7	40	20	170	100	200	570
Dokusuz Yüzeyle Kuşak Son İşlemleri	40	---	---	180	2360	13.1	80	YV	YV	YV	YV	YV
Keçeleştirilmiş Kuşak Üretimi	212.7	---	---	200	550	2.75	120	30	580	YV	YV	YV

*Bu veriler için kaynak (EPA 1978)

** YV: Yetersiz Veri

2.4 Atıksu Arıtma Teknolojileri

Tekstil endüstrisinde kullanılan hammaddelerin çeşitliliği ve uygulanan proseslerin farklılığı, su kullanımındaki değişiklikler sebebiyle oluşan atıksuyun miktarı ve özellikleri değişmekte; bu da endüstri için uygulanacak arıtma metodunda farklılıklara yol açmaktadır. Tekstil endüstrisi atıksularının arıtılmasında fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri birbirlerinin ardı sıra, değişik kombinasyonlarda uygulanmaktadır. En çok kullanılan arıtma teknolojileri arasında ızgaradan geçirme, krom indirgeme, çökeltme-yüzdürme, dengeleme, nötralizasyon, emülsiyon kırma, kimyasal çöktürme, biyolojik arıtma, aktif karbon adsorpsiyonu ve kimyasal oksidasyon bulunmaktadır (Tünay, 1988 ; Sözen, 1991).

- **Izgaradan Geçirme** : Biyolojik arıtmaya zarar veren elyaf gibi askıda maddeleri gidermek amacıyla ince ızgaralar kullanılmaktadır. Genellikle tambur yada statik filtre tipi ızgaralar kullanılmaktadır. Izgara açıklığı, 0.2-0.5 mm arasıdır.
- **Krom İndirgeme** : asidik ortamda sodyumbisülfid gibi indirgeyicilerle atıksu içerisindeki altı değerlikli kromiyonlarının daha az zehirli ve hidrokisit olarak çökebilen üç değerlikli kromiyonlarına indirgemek amacıyla uygulanır. Genellikle altı değerlikli kromi çözen atıksular ayrı bir akımla toplanıp bu işlemler gerçekleştirilmektedir.
- **Dengeleme** : Dengeleme işlemi, arıtma tesislerinin optimum verimde çalışmasını amacıyla kullanılan en önemli işlemdir. Özellikle tekstil endüstrisi gibi gün içerisinde hem hacmi, hem de atıksu karakteri büyük ölçüde değişime uğrayan atıksular için önemi daha da artmaktadır. Üretim süreçleri sırasında düzensiz olarak oluşan atıksular dengeleme havuzu içerisinde gerek konsantrasyon gerekse hacimsel olarak dengelenir. Atıksuyun dengeleme havuzu içerisinde uzun süre beklemesi koku problemi ne yol açabilir. Bu nedenle dengeleme havuzları, havalandırma veya karıştırma işlemini gerçekleştirecek düzeneklerle donatılabilir. Böylece atıksu içerisindeki askıda katı maddelerin çökmesi ve koku probleminin oluşması engellenmektedir. Ayrıca dengeleme havuzları işletme koşullarının kötüleşmesi veya arıtma tesisine girebilecek toksik madde, yoğun kirlilik yükü içeren atıksular

dengelenerek bu şok yüklemelerin arıtma tesis verimini düşmesini engel olmaktadır.

- Nötralizasyon : Tekstil endüstrisi atıksuları, zayıf asit ile kuvvetli baz arasında karakterize edilebilir. Bu nedenle standartlarda belirtilen pH değerini elde edebilmek için nötralizasyon işlemine gereksinim duyulmaktadır. Nötralizasyon yönteminin seçilmesinde debi, konsantrasyon ve işletme koşulları önemli rol oynamaktadır. Tekstil endüstrisinde farklı proseslerden gelen atıksuların dengelenme havuzunda karışması sonucu, doğal bir nötralizasyon işlemi de gerçekleşebilir. Atıksuların karışması sonucu istenilen pH değeri elde edilemiyorsa alkali karakterdeki atıksulara mineral asitlerin yerine sıvı ya da gaz formda karbondioksitini kullanarak nötralizasyon işlemi gerçekleştirilir. Nötralizasyon işlemi sırasında organik asit ve asetik asit gibi organik asitler organik yükü yükselttiğinden dolayı tercih edilmez.
- Emülsiyon Kırma : Emülsiyon kırma işlemi ile yüksek konsantrasyonda yağ içeren atıksulardaki yağ emülsiyonlarının kırılarak serbest hale getirilip uzaklaştırılması amaçlanmaktadır. Tekstil endüstrisinde özellikle yapay yıka ma atıksularına karıştırma düzeni olan tanklarda asit veya diğer emülsiyon kırma maddeleri beslenerek emülsiyon kırma işlemi uygulanmaktadır.
- Kimyasal Çöktürme : Kimyasal çöktürme, tekstil atıksularının arıtılmasında yaygın olarak kullanılan bir prosesdir. Kimyasal çöktürme işlemi ile askıda katı maddeleri, yağ ve gres, renk, krom ve organik maddeler gibi parametreler arıtılabilir. Tekstil endüstrisi atıksuları Ca(OH)_2 , FeCl_3 , FeSO_4 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ve CaCl_2 gibi kimyasal maddelerin ilavesiyle hızlı karıştırma, yumaklaştırma, çöktürme havuzlarından oluşan kimyasal çöktürme düzeneği ile arıtılmaktadır. Kullanılan kimyasal maddelerin optimum verimlilikleri, pH değerine bağlıdır. Bu nedenle kullanılacak kimyasal maddenin verimli olduğu pH aralığını sağlamak üzere asitler ve bazlar da kullanılmaktadır. Kimyasal çöktürmede yumaklaştırma yardımcısı olarak polielektrolit kullanılarak yumak oluşumu verim artırılır. Kimyasal madde seçiminde KOİ giderme verimini yanında atıksuyun pH değeri, oluşacak çamurun cinsi ve miktarı ile

maliyet dikkate alınmalıdır. Tekstil atıksularında uygulanan konvansiyonel arıtma yöntemleri içerisinde kimyasal çöktürme, atıksulardan rengin giderilmesi açısından ilk sıralarda yer almaktadır. Kimyasal çöktürme prosesi yoluyla dispers ve vat boyalar gibi çözülmüş olmaları nedeniyle gelen renk de kolaylıkla uzaklaştırılmaktadır. Çözülmüş maddelerden ileri gelen rengin de kimyasal çöktürme işlemi aracılığıyla giderimi yüksektir.

- **Biyolojik Arıtma** : Aslında çoğalan aktif çamur biyolojik arıtma sistemleri, günümüzde en yaygın kullanım alanına sahip arıtma sistemlerdir. Aktif çamur sistemlerinin modellenmesi aşamasında atıksu karakterinin belirlenmesi özellikle de organik madde içeriğinin tam olarak belirlenmesi gerekir. Aktif çamur yapısı atıksuda saptanan KOİ bileşenleri ve kinetik katsayılar (μ , K_s , b_H ve K_h) ile stokiyo-metrik katsayılar (Y_H , α_D , f_{ES} ve f_{EX}) ışığında belirlenebilmektedir. Bu yaklaşıma atıksuyun çıkış kalitesinin yanı sıra meydana gelecek çamur miktarı da hesaplanabilmektedir. Karbon mekanizmasının proses kinetikleri ile stokiyo-metrisi ortaya konarak aktif çamur türü biyolojik arıtma sistemindeki parametreler arasındaki ilişki, reaksiyon hızlarından ve dolayısıyla işletme koşullarından bağımsız olarak kurulabilmektedir. Bu yüzden yüzeyde çoğalma tipindeki biyolojik arıtma proseslerinden damatmalı filtreler ile döner diskler de tekstil atıksularının arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu sistemlerin alan ve enerji gereksinimlerinin aktif çamur sistemine oranla daha düşüktür. Biyolojik arıtım sırasında mikroorganizmaların sürekliliği için ortamda yeterli organik madde, azot ve fosfor bulunmalıdır. Ortamda azot ve fosfor eksikliği durumunda, diamonyum fosfat ve üre gibi ucuz kimyasal maddeler, alkali karakterdeki atıksular için ise fosforik asit ilave edilebilmektedir.
- **Aktif Karbon Adsorpsiyonu** : Biyolojik olarak ayrıştıran çözülmüş organik maddelerin giderimi için kullanılır. En etkin adsorpsiyon maddesi, aktif karbondur. Aktif karbon son işlem olarak bir yatakiçerisinde veya aktif çamur sistemin içinde havalandırma havuzuna ilave edilerek kullanılmaktadır. Bir son işlem olarak uygulandığında, filtrasyondan geçen sularda kalan artık organik maddeler ile renk giderimini sağlanmaktadır. Aktif çamur sistemine ilave edildiğinde ise, renk giderimini yanında aktif çamurun

organik madde giderme verimini de arttırmaktadır. Biyolojik arıtma kademesinde similtane adsorpsiyon uygulaması, daha ekonomik olmasına karşın son işlem olarak filtre kademesindeki uygulamaya göre daha düşük verim elde edilmektedir. Aktif karbonun maliyetinin yüksek olması, kullanımını kısıtlamaktadır. Bu nedenle kullanımda geri kazanma yöntemlerine başvurulmasını gerektirmektedir. Linyit kömürü de, adsorpsiyonda başarılı sonuçlar vermektedir; ucuzluğu nedeniyle de daha fazla kullanım alanı bulmaktadır.

- Kimyasal Oksidasyon : Kimyasal oksidasyon, genelde bir son arıtma olarak uygulanmaktadır ve rengin yanında ilave organik madde giderimini de sağlamaktadır. Kimyasal oksidant olarak genelde ozon ve klor kullanılmaktadır.

Tekstil endüstrisi atıksularının arıtılmasında renk ve çözünmüş madde giderimi için ileri arıtma teknikleri olan ters osmoz, iyon değişimi gibi arıtma yöntemleri de uygulanmaktadır.

Tekstil endüstrisi atıksularına uygulanan çeşitli arıtma yöntemleri ile arıtma verimleri Tablo 2.7'te özetlenmektedir (UNEP I E, 1994). Buradan da görülebileceği gibi ters osmozun yer aldığı ileri arıtma yönteminin dışında, konvansiyonel arıtma yöntemleri içerisinde aktif çamur biyolojik arıtma sistemleri en yüksek organik madde giderimini sağlamaktadır.

Tekstil endüstrisi atıksuları farklı üretim işlemleri nedeniyle oldukça değişken karakterdedir. Arıtılmaları için çok sayıda yöntemin bulunması da uygun arıtma düzeninin belirlenebilmesini güçleştirmektedir. Bu nedenle üretim proseslerinden oluşan atıksuların miktarı ve oluşma sıklığı da dikkate alınarak karakteri belirlenerek yapılacak arıtılabilirlik deneyleri sonrası en uygun arıtma yöntemi seçilmelidir.

Tablo 2.7 Tekstil Endüstrisi Atıksularına Uygulanan Çeşitli Arıtma Yöntemleri ve Arıtma Verimleri

PROSES	GİDERİMLERİ (%)				
	BO ₅	KÖ	AKM	Yağ ve Gres	Renk
BİRİNCİL ARITMA					
Izgara	0-5	-	5-20	-	-
Dengeleme	0-20	-	-	-	-
Nötralizasyon	-	-	-	-	-
Kimyasal Koagülasyon	40-70	40-70	30-90	90-97	0-70
İKİNCİL ARITMA					
Konvansiyonel Aktif Çamur ve Çökeltme	70-95	50-70	85-95	0-15	20
Uzun Havalandırmalı Aktif Çamur ve Çökeltme	70-94	50-70	85-95	0-15	
Havalandırmalı Lagün ve Çökeltme	60-90	45-60	85-95	0-10	
Havalandırmalı Lagün	50-80	35-60	50-80	0-10	
Dolgu Kolon	40-70	20-40	-	-	
ÜÇÜNCÜL ARITMA					
Koagülasyon	40-70	40-70	30-90	90-97	0-70
Karbon Adsorpsiyonu	25-40	25-60	25-40	-	80-90
Klorlama	0-5	0-5	-	0-5	0-5
Ozonlama	-	30-40	50-70	-	70-80
İLERİ ARITMA					
Ters Osmoz	95-99	90-95	95-98	-	-

3. KİMYASAL ARITMA

Akarsulardaki kirleticilerin arıtım amacıyla kullanılan, kimyasal bir reaksiyon ve kimyasal değişime dayalı işlemlerin tamamı kimyasal arıtım olarak adlandırılır. Kimyasal arıtım çok çeşitli kimyasal proseslerden meydana gelmektedir. Bu proseslerin en önemlileri ve en çok yer tutanları tat, koku giderilmesi, siyanür giderilmesi, renk giderilmesi gibi amaçlarla kullanılan kimyasal oksidasyona dayalı prosesler ile sertlik giderilmesi, metallerin arıtılması, fosfor giderilmesi gibi amaçlarla kullanılan kimyasal çöktürmeye dayalı proseslerdir. Bunların dışında absorpsiyon, nötralizasyon, pH ayarı gibi fiziksel ve kimyasal işlemlerin beraber kullanıldığı prosesler ve UV, UV/H₂O₂, UV/Ozon, H₂O₂/Ozon oksidasyonları, kataliz, elektrodiz, elektroforez gibi henüz gelişmekte olan prosesler kimyasal arıtım adı altında toplanmaktadır. (Tünay, 1996)

3.1 Kimyasal Çöktürme

Kimyasal çöktürme suda çözülmüş veya askıda bulunan maddelerin fiziksel durumunu değiştirerek çökelmelerini sağlamak amacıyla kullanılan bir arıtım metodudur. Suyu kimyasal madde ilave edilip, çöktürülerek istenen maddeler çökelme geçerek atıksudan ayrılır. Bu esnada atıksuyun çözülmüş madde içeriği artar. Kimyasal çöktürme koagülasyon, flokülasyon, çöktürme adımlarından meydana gelmektedir. Koagülasyon koloidal haldeki ve askıdaki maddelerin kimyasal madde ilavesiyle bir araya getirilmesi, flokülasyon ise, stabilitesi bozulan koloidlerin bir araya getirilip, yunak halinde büyütülüp çökeltmesi işlemidir.

Kimyasal çöktürme, atıksu arıtımında değişik amaçlarla yaygın olarak kullanılmaktadır. Genellikle atıksu içerisindeki Cu, Zn, Cr, Hg gibi ağır metallerin, askıdaki katı maddelerin, fosfor, sertlik vb. giderilmesinde kullanılmaktadır (Stephenson 1998; Tünay, 1996; Pontius 1990).

3.1.1 Katı Maddelerin Özellikleri

Atıksu içerisinde bulunan katı maddeleri yapılarına göre askıda ve çözülmüş maddeler olarak ikiye ayrılmaktadır. Askıda maddeler de kendi aralarında kaba askıda maddeler, suprakolloidal maddeler ve kolloidal maddeler olarak sınıflandırılmaktadır.

Atıksu içerisindeki katı maddeleri uzaklaştırmak için kullanılacak arıtma metodu tanecik boyutuna göre değişiklik göstermektedir. Çözülmüş maddeler, çözünmeyen forma dönüşürülerek veya adsorbsiyonla giderilirken, askıda maddeler çok yaygın olarak kimyasal çöktürme (koagülasyon, flokülasyon) veya ekonomik açıdan sorun yarattığından daha az tercih edilen ultra-nano filtrasyon gibi membran yöntemleriyle giderilmektedir. Kaba askıda maddeler (>10µm) gravite ile çöktürülerek su ortamından ayrılmaktadır. Suprakolloidal maddeler atıksu içerisindeki yoğunluklarına bağlı olarak graviteyle veya koagülasyonla uzaklaştırılırken kolloidal maddeler kimyasal çöktürme (koagülasyon-flokülasyon) ile giderilmektedir.

Kolloidler boyutları küçük, yüzey alanları geniş, su içerisinde ayrılmadan kalabilen parçacıklardır (Casey, 1997). Kimyasal madde ilavesiyle yüzey yapılarında değişiklik meydana getirilerek atıksudan ayrılmaları sağlanmaktadır. Kolloidlerin yüzey yapısında oluşabilecek değişiklikler şunlardır:

a-İyonlaşma: Kolloidler etraflarındaki su ile reaksiyona girerler ve bu sırada iyonlaşırlar. İyonlaşma atıksu içerisindeki maddelerin kimyasal yapısına bağlı olarak meydana gelir. Örneğin:



b- Adsorbsiyon: Atıksu içindeki iyon halindeki maddelerin, kolloidlerin yüzeylerine bağlanarak yüzeyde elektriksel yük meydana getirmesidir. Adsorbsiyon fiziksel veya kimyasal adsorbsiyon şeklinde olabilir.

c- Kompleksasyon: Sudaki ligandlar ile katı maddeyi oluşturan katyonların verdiği reaksiyonlardır. Kompleks maddeler bir kaç istisna dışında daima elektriksel yük taşırlar yani iyon halindedirler. Reaksiyon sonucu kolloid maddenin yüzeyinde elektriksel yük meydana getirirler.

d- İzomorf (yer değiştirme): Katıların kristal yapılarında yabancı madde bulunması olayıdır. Hernehtin, büyüklüğü kendisine yakın ancak değerli ğ büyük bir atomla yer değiştirmesi sonucunda yük farklılığı yani yüzeyde elektriksel yük oluşur.

Kolloidal maddeler yüzeylerinde meydana gelen olaylar sebebiyle daima elektriksel yük taşımaaktadırlar. Bazı netalitik yüzeyler dışında negatif (-) yüklüdürler. Negatif yüklü olmaları birbirlerini itmelerine sebep olduğundan daima ince ve dağılmış yapılarını korurlar. Bu olay ‘kolloidlerin bulunduğu durumu koruması’ yani ‘kolloid stabilizasyonu’ olarak adlandırılmaktadır.

3.1.2 Kolloidlerin Yapısı

Kolloidler boyutları küçük ancak yüzey alanları geniş taneciklerdir. Sıvı ortamında bir elektriksel alan içerisinde hareket ederler. Genellikle negatif yüklüdürler. Negatif yükün işareti ve büyüklüğü sıvı fazın iyon içeriğine ve pH’a bağlıdır. Ancak kolloidal sistemin tamamı (katı ve sıvı faz birlikte) net bir elektriksel yüke sahip değildir. Parçacıklar üzerindeki yük sıvı fazdaki ile ters yüklüdür. Sonuç olarak katı parçacık ile sıvı yüzey arasındaki ara yüzeyde bir elektriksel çift tabaka bulunmaktadır. Çift tabakada bulunan yüklü kolloidal tanecik ve tanecik yüzeyine yakın sudaki ters yüklü iyonlar ara bölgeye doğru elektrostatik olarak çekilirler. Bu iyonların tanecik yüzeyinden derişimlerini düşük olduğu sıvı çözeltiye geri difüze olmalarına sebep olur. Difüzyon ve elektrostatik çekme kuvveti sudaki elektriksel yükü difüze tabaka üzerine yayar. Ters yüklü iyonların büyük kısmı tanecik yüzeyine doğru bitişiktir. Buraya ‘karşıt iyon tabakası, iç tabaka, stern tabaka’ denir. Stern tabakasının etrafında elektriksel kuvvet veya akışkan hareketine bağlı olarak oluşan pozitif ve negatif yüklerin beraber bulunduğu yaygın tabaka bulunmaktadır. Akışkanların kopabildeği yüzey kayma yüzeyi olarak adlandırılmaktadır.

Çözelti yüksek iyonik derişim gösterdiğinde difüze tabaka sıkışmakta ve daha az yer kaplamaktadır. Çözelti içine doğru fazla yayılmaz (Şekil 3.1.a). Mısel oluşumu elektriksel itme çekme kuvvetlerine bağlı olarak meydana gelmektedir. Tanecik yüzeyi ile sıvı çözelti arasında bir elektriksel potansiyel farkı mevcuttur. Bu elektriksel potansiyel dağılımının şematik gösterimi Şekil 3.1.b’de verilmiştir. Potansiyel, tanecik yüzeyinde maksimum değere sahiptir ve yüzeyden uzaklaştıkça azalmaktadır. Mesafe ile olan azalma su içerisindeki iyon tipi ve sayısıyla ilgilidir.

Yüksek iyon şiddetine sahip sistemlerde elektriksel potansiyel kısa mesafede sıfıra kadar yaklaşır.

İki benzer kolloidal tanecik birbirine yaklaştığında difüze tabakaları temas başlar ve tanecikler birbirini iterler. İtme potansiyel enerjisi V_f açığa çıkar ve bu tanecikleri ayıran mesafe azaldıkça artar. İtme kuvvetlerinin etkileşimi Şekil 3.1.c, d' de görülmektedir. Yüksek iyonik derişimler içeren kolloidal sistemler için itme kuvvetleri (Şekil 3.1.d) düşük iyon şiddeti içerenlere göre daha küçüktür.

Kolloidal tanecikler arasında Van der Waals kuvvetleri de bulunmaktadır. Bu kuvvetlerin büyüklüğü iyon tipine ve tanecik yoğunluğuna bağlı olarak değişmektedir. İtme kuvvetlerinden farklı olarak sıvı fazın birleşimine bağlı değildir. İki tanecik arasındaki çekim kuvveti, parçacıkları ayıran mesafenin artması ile azalmaktadır. Çekme potansiyel enerjisi V_a 'da ayrılma enerjisi ne bağlı olarak azalır. Van der Waals çekme potansiyel enerjileri de Şekil 3.1.c, d' de gösterilmektedir.

Dönüşümsüz kolloidal sistemlerin net stabilitesi tanecikleri etkileyen yükün temas yüzeyindeki itme çekme enerjilerinin toplanması ile belirlenmektedir. Net temas enerjisi ($V_f - V_a$) ayrılma mesafesinin fonksiyonu olarak Şekil 3.1.c, d de gösterilmiştir. Düşük iyon şiddetine sahip sistemlerde net itme kuvveti ayrılma mesafesinin yarı uzunluğunda etkili olmaktadır. Bu net itme aşılması gereken bir enerji barajı olarak ele alınabilir. (Şekil 3.1.c) Yüksek iyon şiddetine sahip sistemlerde bu enerji barajı kaybolmaktadır.

Kolloidal sistemlerde katı tanecikler hareketli olduklarından kinetik enerjiye sahiptirler. Kinetik enerjisi büyük olan bazı tanecikler aktivasyon enerjisi barajını aşabilirler. Bu sebeple koagülasyon hızı enerji barajının büyüklüğüne ve kolloidal taneciklerin kinetik enerjisine de bağlıdır. Düşük kinetik enerjili kolloidal sistemler enerji barajını aşabilecek düzeyde yüksek kinetik enerjiye sahip olsalar dahi zor pıhtılaşırlar. Düşük aktivasyon enerjili ve yüksek kinetik enerjiye sahip kolloidler daha hızlı pıhtılaşırlar. (Weber, 1972; Pontius, 1990)

3.1.3 Kolloidlerin Destabilizasyonu

Farklı koagülantlar kolloidlerin stabilliğini farklı yollarla bozabilmektedirler. Uygulamaya koşullarına bağlı olarak bazı maddeler koagülant, bazıları koagülant

yardımcı maddesi olarak hareket edebilirler. Kullanılacak koagülantın seçimi bu maddelerin nasıl hareket ettiğinin bilinmesi ile mümkün olmaktadır. Kolloid maddelerin taşıdıkları elektriksel yükün ortadan kaldırılması olayına kolloidlerin destabilizasyonu denir. Kolloid destabilizasyonunda esas olarak dört mekanizmadan söz edilebilir (Weber, 1972).

- Çift Tabaka Bastırılması: Çözelti içerisindeki zıt işaretli toplam iyon konsantrasyonu artırılarak kayma yüzeyinin daraltılması esasına dayanır. Aradaki mesafenin azaltılmasıyla kolloidler Wander Wals kuvvetleriyle birbirini ekerler. Çift tabaka bastırılması iyonik güç artırılarak yani ortama çapı fazla büyük olmayan ancak pozitif yükü daha fazla olan iyon koyularak yapılır. Bu amaçla Fe^{3+} , Al^{3+} , Fe^{2+} , Cr^{3+} vb. iyonlar kullanılır (Weber 1972).
- Yük Nötralizasyonu: Çift tabaka bastırılmasının özel hali dir. Ortamdaki negatif yüke eşdeğer pozitif yük ilave edilmesi prensibine dayanmaktadır. Diğer bir deyişle stern tabaka içerisindeki yüklerin nötralize edilmesi dir. Bu metot kullanılırken dikkat edilmesi gereken nokta partikül, yüzeyine adsorblanan katyonlardan etkileneceği için çok fazla koagülant ilavesinin restabilizasyona sebep olmasıdır (Pontius, 1990).
- Yu mak İçinde Tutulma: Kolloidlerin geniş ve ağır katı madde yumağı içerisinde çökeltmesi dir. Bu amaçla Fe^{3+} , Al^{3+} , Fe^{2+} , Cr^{3+} gibi metaller kullanılmaktadır. Bu metallerin hidroksitlerinin çözünürlüğü oldukça düşük tür ve amorf yapıdadır. Dolayısıyla etkili çökeltme sağlanmaktadır. Ancak tüm kolloidleri içine almak için çok fazla koagülant ilavesi gerekeceğinden oldukça pahalı bir metottur.
- Köprüleme: Destabilizasyon sentetik polimerler kullanılarak sağlanır. Kolloidler negatif yüklü olduklarından daha çok anyonik polimerler kullanılmaktadır. Polimerler kolloidal taneciğın yüzeyinde uygun noktalarda reaksiyona giren kimyasal gruplar taşırlar. Polimer molekölü kolloidal taneciklerle temas ettiğinde bu grupların bir kısmı tanecik yüzeyinde adsorblanır. Geri kalanı çözeltiye geçer. (Şekil 3.2 a) Eğer iki tanecik polimer adsorbsiyonuna uygun fonksiyonel uçları ile temas ederse segmentler arası bağlantı olur ve tanecik polimer kompleksi oluşur. Burada polimer köprü görevi yapar (Şekil 3.2 b). Eğer ikinci tanecik mevcut değilse, oluşan segmentler orjinal taneciğın diğer uçlarında adsorblanır,

polimer köprü olarak görev yapamaz ve restabilize tanecikler oluşur (Şekil 3.2 c). Aşırı polimer dozlaması sonucu kolloidlerin restabilizasyonu olur ve köprü oluşumu meydana gelmez (Şekil 3.2 d). Uzun süreli karıştırma sonucunda da kolloidal sistem restabilize hale gelebilir. Polimer- tanecik bağları kırılır ve oluşan yumaklar tekrar ayrılır.

3.1.4 Etkili Koagülant Dozunun Belirlenmesi

Su ve atıksu arıtımında koagülantın etkinliği Jar Testle belirlenir. Jar testte koagülantın dozu ve atıksuyun pHı değiştirilerek sudaki kalıntı bulanıklık değerleri okunulur. İlave edilen koagülant dozunun bir fonksiyonu olarak bulanık değerlerini ölçül düğünde Şekil 3.3 teki değişimler elde edilmiştir.

Şekil 3.3.a'da kolloid konsantrasyonu (S_1) oldukça düşüktür. Kolloidler ince dağılmış ve yüzey alanı azdır. Çok az koagülant ilavesi ile hem çift tabaka bastırılması hem de yük nötralizasyonu kolayca sağlanmakta ancak çökme yani koagülasyon sağlanamamaktadır. Çünkü kolloidler çarpışıp iri floklar oluşturamazlar. Bu sebeple parti kül içeriğinde tutulması sağlanmalıdır. Bu uygulamaya süpüren yumak (swept) denir. Gerekli koagülant dozu ilave edilen koagülantın sudaki çözünürlüğünü aşacak katı halde çökmesine yetecek miktarda olmalıdır. Düşük kolloid konsantrasyonunda süpüren yumak oluşumu için çok fazla koagülant maddeye ihtiyaç vardır. Bu da maliyeti artırır. Bu sebeple dışarıdan bulanıklık ilave ederek Şekil 3.5.c deki seviyeye getirip koagülant ilave etmek bazı durumlarda daha ekonomik olmaktadır.

Şekil 3.3.b de ilk duruma göre daha fazla kolloid konsantrasyonu olması durumu gösterilmektedir. Bu durumda daha az koagülant ilavesiyle yük nötralizasyonu sağlanır ancak veriimsiz bir koagülasyon meydana gelir. Verimi arttırmak için koagülant dozajına devam edilmesi durumunda yükler tersine döner ve restabilizasyon meydana gelir. Koagülasyon durur. Süpüren yumak oluşana dek koagülant ilavesine devam edilirse iyi bir verim elde edilir. Bu durumda atıksuyun yapısına göre az koagülant dozajıyla veriimsiz bir koagülasyon veya çok fazla koagülant dozajıyla verimsiz koagülasyonun gerekli olduğuna karar verilmesi gerekmektedir.

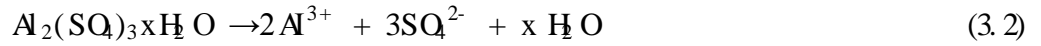
Şekil 3.3.c de atıksu içerisindeki kolloid miktarı dolayısıyla yüzey alanı fazladır. Konsantrasyon fazla olduğundan çarpışıp, flok oluşturup çökebilme özelliği yüksektir. Sadece yük nötralizasyonu ile etkin bir koagülasyon sağlanılır. Bu doza stokiyometrik doz adı verilir. Koagülasyon dozajının arttırılması önce restabilizasyona sebep olur sonra süpüren yumak oluşumu sağlar. Ancak fazla koagülant ilavesi sebebiyle ekonomik değildir.

Şekil 3.3.d 'de çok fazla kolloid konsantrasyonu söz konusudur. Dolayısıyla yüzey alanı son derece geniştir. Nötralizasyon sağlanamadan ilave edilen koagülantın çözünürlüğü aşılar, süpüren yumakla koagülasyon sağlanır.

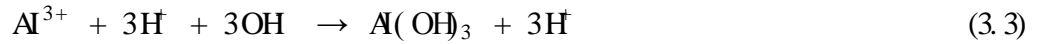
3.1.5 Koagülasyonda Kullanılan Kimyasal Maddeler

3.1.5.1 Alüminyum Sülfat (Alum) $Al_2(SO_4)_3 \cdot xH_2O$

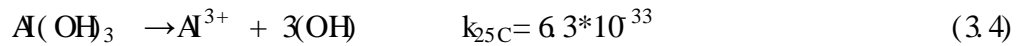
Saf hali 14 mol kristal su, ticari formu ise 18 mol kristal su içerir. Su içerisinde alüminyum ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyona göre önce Al^{3+} ve SO_4^{2-} iyonları oluşur.



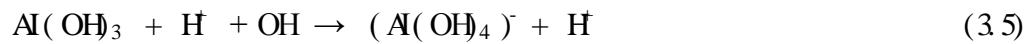
Alüminyum iyonları ile hidroksil iyonları reaksiyona girerler.



Alüminyum hidroksitinin ayrışmasının, asit ortamda aşağıdaki dengeye göre olduğu tahmin edilmektedir.

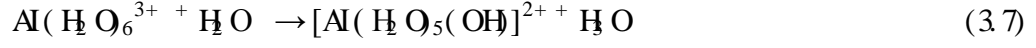
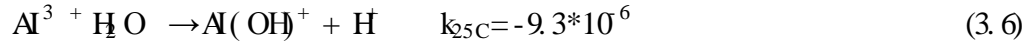


Bununla beraber, alüminyum hidroksitinin çözünürlüğü ortamın pH'ına bağlıdır. Alüminyum amfoterik özellikte olduğundan asit ortamda alkali, alkali ortamda asit gibi davranmaktadır.

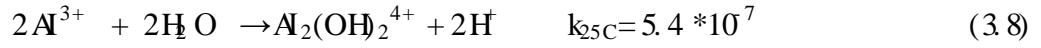


Bu reaksiyonlar alüminyumun ardarda hidrolizini göstermektedir. Monomerik hallerden biri olan $Al(OH)^{2+}$, dehidrasyon reaksiyonlarında geçiş hali olarak yer alır.

Dehidrasyon sürecinde polimerasyon sonucu, Al (+3) iyonu hidroksil içeren kompleksleri oluşturur. Mono merik reaksiyonlar aşağıdaki gibi ifade edilir.



Diğer tipik reaksiyonları şunlardır;



Alüminyumun sudaki denge durumu pH'a bağlı olarak Şekil 3.4 te 25⁰ C deki çözünürlük dengesi de Şekil 3.5 te görülmektedir. Şekil 3.5 teki taralı alan uygun koagülant dozu ve pH aralığına tekabül etmektedir. Bu sebeple alüminyumun optimum pH aralığı 5.5-7.5 arasında değişmektedir.

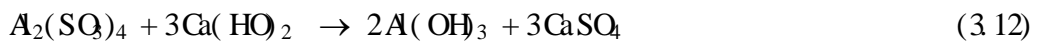
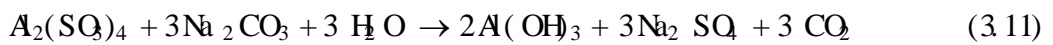
Suya alüminilavesiyle H⁺ iyonlarını açığa çıkacağından pH düşmekte ve düşük pH'ta çözünürlük artmaktadır. Çözünürlüğü yüksek olduğu için alüminün istenilen konsantrasyonlarda hazırlanıp beslenilmesi kolaydır.

Alüminün en önemli özelliği su içerisindeki pek çok madde ile reaksiyona girebilmesidir. Kalsiyum ve magnezyum bikarbonat alkalinitesi içeren atıksulara alüminilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon meydana gelmektedir.



Ayrıca alümin su içerisindeki mevcut alkaliniteyi harcamaktadır. Bu sebeple alümin ilave edilecek suyun alkalinitesinin belli bir değerde olması istenir. İlave alkalinite gerektiği zamanlarda kireç veya sodyum hidroksit kullanılmaktadır.

Bunların dışında alümin su reaksiyonları vermektedir.



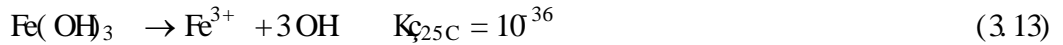
Yukarıdaki reaksiyonlarda da görüldüğü gibi suya alüminyum ilave ettiğimizde aynı zamanda SO_4^{2-} iyonlarının da vermiş olur. SO_4^{2-} , Ca ile birleşerek çözünürlüğü yüksek olan CaSO_4 oluşturur.

3.1.5.2 Sodyum Alüminat (NaAlO_2)

Türkiye’de kullanım küçük tesislerle sınırlı bir koagülanttır. Anfoter bir maddedir. Genelde %30’luk çözeltiler halinde satılır. Depolanması ve dozlanması kolaydır. Depolama için uygun tanklar demir, çelik, seramik ve plastik tanklardır. Bazı özelliktedir. Dolayısıyla alkalinite ilavesi istemez. Ancak maliyeti çok fazla olduğundan kullanım fazla yaygın değildir.

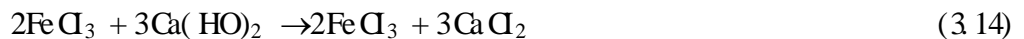
3.1.5.3 Demir Klorür (FeCl_3)

Demir klorür çok iyi bir koagülant ve su arıtımında kullanılan tek demir tuzudur. Fe^{3+} suda çözülmez yani suya koagülant olarak ilave edildiğinde tüm Fe^{3+} yu mak oluşturarak çökelmektedir. Çözünürlüğü çok düşüktür.



Demir iyonlarının pH a bağlı olarak ayrışmasıyla Fe(OH)^{2+} , Fe(OH)_4^- , Fe(OH)_3 ve Fe(OH)_2 gibi bileşiklerde meydana gelmektedir. Demirin sudaki denge durumu pH a bağlı olarak Şekil 3.6 da 25°C deki çözünürlük dengesi de Şekil 3.7 de görülmektedir. Şekil 3.7 deki taralı alan uygun koagülant dozu ve pH aralığına tekabül etmektedir. Buradan da görülebileceği gibi demir için optimum pH 8 civarındadır.

Demir klorür genelde $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ kristali veya %35- 40 lık çözeltiler halinde satılır. Korozif özelliğinden dolayı kullanımda dikkatli olunmalı, seyreltilmesi az tutulmalıdır. Alüminden farklı olarak vizkozite sorunu yaratmaz. Ancak leke problemi vardır ve $\text{Fe(H}_2\text{O)(OH)}_2^+$, $\text{Fe(H}_2\text{O)}_8(\text{OH)}_2^{4+}$, $\text{Fe}_3(\text{H}_2\text{O)}_5(\text{OH)}_4^{5+}$ vb. çok sayıda kompleks oluşumu meydana gelmektedir.. Demir klorür ve kirecin çöktürme reaksiyonu ise şöyledir.

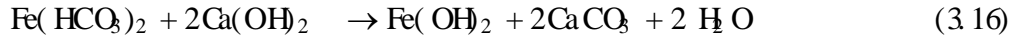


3.1.5.4 Demir Sülfat (FeSO_4)

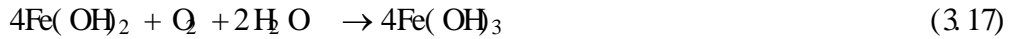
Demir sülfat demir çelik endüstrisinin bir yan ürünüdür. Genelde $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ olarak satılır. Kullanımı kolay, sudaki çözünürlüğü fazladır. Demir sülfat için optimum pH>9 dır. Genelde koagülant olarak tek başına kullanılmaz. Sadece demir sülfat kullanıldığı zaman meydana gelen reaksiyon şöyledir.



Reaksiyonda da görüldüğü gibi çok büyük oranda alkalinite gerektirir. Hiçbir atıksuyun alkalitesi demir sülfat için yeterli olmaz. Bu sebeple hep bir bazla genellikle kireçle beraber kullanılmaktadır. Eğer ortama aynı zamanda kireç ilave edilirse bu reaksiyon şu şekilde olmaktadır.



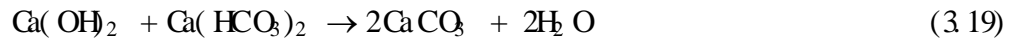
Daha sonra Fe^{2+} , Fe^{3+} ya dönüşür.



Ancak atıksuda yeterli oksijen olmadığı zamanlarda bu reaksiyon gerçekleşmez. Bu dezavantajları ucuz olmasına rağmen kullanımını sınırlandırmaktadır.

3.1.5.5 Kireç (CaO veya Ca(OH)₂)

Kireç genelde alkaliniteyi sağlamak amacıyla alum veya demir sülfatla beraber kullanılır. Tek başına kullanıldığı zaman aşağıdaki reaksiyonlar meydana gelir.



Ortama serbest karboksilli asit ve bikarbonatların kireçle reaksiyonunu sağlamak için yeterli miktarda kireç ilave etmek gerekir. Ancak diğer kimyasallarla kullanıldığı zaman kireç miktarı azalmaktadır. Maliyeti fazla olmadığından çok tercih edilen bir maddedir.

3.1.5.6 Bentonit

Bentonit ana minerali montmorillonit olan killere verilen genel adıdır. Montmorillonit, alüminasili katların bozulma ürünleridir. Bentonitlerin genel formülü

$Al_2(Si_4O_{10})(H_2O)_2 \cdot nH_2O$ şeklinde gösterilmektedir. En önemli özellikleri değişebilen katyon varlığı, tane boyutu ve adsorbsiyon yetenekleridir. Bentonitler, su ile karıştırıldıklarında partiküllerin elektrik yükü olması, kolloid özellik göstermeleri, suda çok şişmeleri, boyutlarının küçük, yüzey alanlarının yüzey alanlarının büyük olması ve yüksek adsorblama yetenekleri sebebiyle su arıtımında gittikçe artan bir öneme sahiptir (Güngör, 1994).

Bentonitin kristal yapısı, iki boyutlu silisyum oksijen (Si-O) tetrahedral tabaka ile iki Si-O tabaka arasında bulunan iki boyutlu (Al-O-OH) oktahedral yapıdan meydana gelmektedir (Şekil 3.8). Si-O tetrahedral tabakada oksijen atomları arasında bir Si atomu bulunan düzgün dört yüzlünün dört köşesine yerleşmişlerdir. Her tetrahedral dizilişte dört oksijen atomundan üçü komşu tetrahedral tarafından paylaşılmaktadır. Dördüncü oksijen atomu ise aşağı yukarı yönelmiştir. Al-O-OH oktahedral tabakalarında ise Al merkezde olmak üzere düzgün bir sekizyüzlü köşelerinde oksijen atomları ve OH grupları vardır. Silika ve alümina tabakaları arasında kuvvetli bir iyonik bağ tekrarlanan birim tabakalar arasında zayıf Van der Waals kuvvetleri bulunmaktadır. Düzgün yapıdaki Si ve Al iyonları diğer iyonlarla yer değiştirebilmektedir. Oktahedral yapıdaki Al^{3+} iyonları yerine Fe^{3+} veya Mg^{2+} iyonları, tetrahedral yapıdaki Si^{4+} iyonları yerine Al^{3+} iyonlarının geçmesiyle yapının elektriksel dengesi bozulur ve yapıda pozitif yük noksanlığı veya negatif yük fazlalığı ortaya çıkar. Negatif yük fazlalığı yüzeydeki katyonların adsorblanmasıyla karşılanır. Bentonit kristali sululu bir çözelti içerisine konulduğunda zaman birim hücreler arasındaki Van der Waals bağları birbirinden ayrılır. Yüzey alanları büyük olduğundan kendi ağırlıklarının 5-6 katı suyu adsorblayabilirler. Genel olarak kil yüzeyindeki suyu tutan iki mekanizmadan sözedilebilir. Bir kil yüzeyine adsorbedilen su diğeri de negatif yük sebebiyle adsorblanan katyonların etkisiyle tutulan sudur. Bu özellik bentonitlerin çok iyi bir koagülant olmasını sağlamaktadır. Ancak maliyetinin fazla olması kullanımının sınırlı olmasına sebep olmaktadır.

3.1.6 Koagülasyonda Kullanılan Yardımcı Maddeler

Koagülasyonla, tanecikler arası etkileşimlerin artması çökelmeyi kolaylaştırır. Bu sebeple ilave edilen kimyasal maddenin yanında aktif silika, polielektrolitler vb. yardımcı maddeler kullanılarak verimin artması sağlanmaktadır.

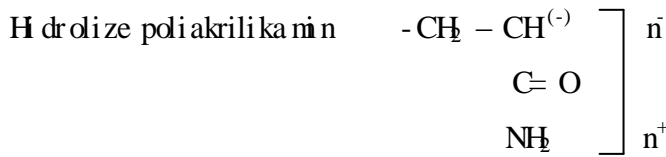
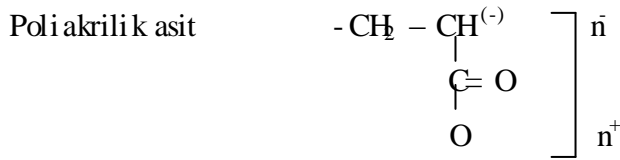
3.1.6.1 Aktif Silika

Aktif silika, su arıtımında yuvaklaştırma yardımcısı olarak en çok kullanılan maddelerdir. Tehlikesiz olduğu için içme suyu arıtımında yüksek dozlarda kullanılabilirler. Aktif silika yunak oluşumunu, yunak yoğunluğunu ve dayanıklılığını arttırıcı özelliklere sahiptir. Aktif silika için en uygun zamanlama en ince yunak oluşumunun başladığı zamandır. Özellikle alüminyumlu pıhtılaştırıcılarla birlikte kullanıldığında iyi arıtılmış su, yüksek renk gi derimi ve iyi çökebilir çamur elde edilir.

3.1.6.2 Organik Poli neler- Polielektrolitler

Polielektrolitler doğal veya sentetik organik poli nelerdir. Bir poli ner suda iyonlaştığında yükleri birbirinden farklı iki iyon meydana getiren ve bunlardan bir tanesinin çok yüksek molekül ağırlığına sahip olduğu maddelerdir. İyonlaşma sonunda oluşan poli nerin yükü pozitif ise katyonik poli ner, negatif ise anyonik poli ner, yük pH a göre değışiklik gösteriyor ise amfoterik poli ner adını alır. Bazı hallerde iyonlaşma olmadan poli ner suda çözünebilir. Bu tür poli neler iyonik olmayan veya non-iyonik poli ner olarak adlandırılır. Poli neler çok farklı kimyasal yapılarda bulunabilir. Bunlar arasında en çok kullanılan türler aşağıda gösterilmiştir.

- Anyonik Türler



Poli akrilik asit poli nelerinden oluşan anyonik türler, genelde köprüleme vazifesi görürler. Molekül ağırlıkları poli nerizasyon derecesine bağlı olarak değışmektedir. Yapısındaki oksijen grubuna amin bağlanarak molekül stabilize edilir ve daha etkin hale gelir. Her bir monomerden (-1) değerli kten n tanesinin birleşmesiyle (-n) oluşur. Buda kolloidlerin bağlanma yeri olarak kullanılır. Bu sebeple anyonik türler büyük oranda köprüleme görevi yaparlar.

- Katyonik Poli neler

oluşumuna sebep olmaktadır. Kolloidlerin yük nötralizasyonu ve ilave edilen maddenin hidrodiz reaksiyonları çok kısa zaman zarfında olur. Eğer yeterli karışım sağlanmazsa ilave edilen kimyasal madde yeterince kullanılmadığından suyun pHı değişir. Suyun pH değişimi de koagülasyonu etkiler. Genelde koagülasyon için ortalama süre 50-300 sn, verilmesi gereken hız gradyanı ise $200-400 \text{ s}^{-1}$ arasında olmalıdır.

Koagülasyon işlemi ile suda bulunan kolloidler çok düşük tanecikler halinde birleşirler. Flokülasyonda, su yavaş bir şekilde karıştırılarak oluşan taneciklerin çökebilene daha büyük yuvalar halinde getirilmesi sağlanır. Flokülasyon, oluşan yuvaların tekrar parçalanmasını

Örnekleme amacıyla oldukça yavaş gerçekleşen bir işlemdir. Hız gradyanı $30-100 \text{ s}^{-1}$ suyun sistemde kalış süresi ise 900-3000 sn arasında olmalıdır. (Tünay 1995, Weber 1972, Pontius 1990)

3.1.8 Tekstil Endüstrisinde Kimyasal Çöktürme Uygulamalarına Örnekler

Babuna ve diğ (1999)da katyonik boya kullanan bir tekstil endüstrisi boyası atıksularında kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları yapmışlardır. Çalışılan atıksu pH 4.5, toplam Kİ 1900 mg/lt, çözünmüş Kİ 1600 mg/lt, 40 mg/lt AKM içermetedir. Deneyler alüminyum FeSO_4 ve FeCl_3 kullanılarak yürütülmüştür. En fazla Kİ giderimini %41 ile pH 9.5'te 400 mg/lt FeCl_3 dozunda gerçekleştiği görülmüştür. Anyonik, katyonik ve non-iyonik polimer kullanımının Kİ giderimini etkilemediği sonucuna ulaşılmıştır. Bu tesis için kimyasal arıtma çıkışı atıksuyun yapısının biyolojik arıtma için uygun olmadığı görülmüştür.

Orhon ve diğ (2000)'de yün, polyester iplik ve kumaş üretimi yapan bir tekstil endüstrisi atıksularında kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları yapmışlardır. pH 7.0, toplam Kİ 1445 mg/lt, çözünmüş Kİ 1320 mg/lt olan bu atıksuda kimyasal madde olarak sodyum bentonit, alüminyum ve FeCl_3 kullanılarak deneyler yürütülmüştür. Deney sonuçlarında sodyum bentonit ile pH 7.5'te 500 mg/lt dozaj ile %40'lık Kİ ve %85'lik renk giderimi sağlanmış, sodyum bentonit dozunun daha fazla artırılmasının giderimini etkilemediği bulunmuştur. Alüminyum ile yürütülen deneylerde pH 6.5'te 50 mg/lt dozaj ile %30'luk Kİ ve %85'lik renk giderimi en optimum

sonuç olarak elde edilmiştir. $FeCl_3$ ile pH 6.0 da 100 mg/lt dozajında %40'lık KOI ve %88 lik renk giderimini elde edilmiştir.

Kabdaşlı ve diğ (2000) tekstil endüstrisi atıksularının arıtılabilirliği üzerine çalışmalar yapmıştır. pH'ı 4.5 KOI si 785 mg/lt olan atıksuda alüminyum $FeCl_3$ ve $FeSO_4$ kireçle beraber kullanılarak anyonik polielektrdit ilavesi ile beraber 15 dakikalık hızlı karıştırma, 30 dakikalık yavaş karıştırma ve 1 saat çöktürme işlemleri uygulanmıştır. pH 6 da 500 mg/lt $FeCl_3$, 160 mg/lt $Ca(OH)_2$ ve 4 mg/lt polielektrdit kullanılarak %70 KOI, %98 renk giderimini elde edilmiştir. pH 6 da 500 mg/lt $FeCl_3$, 140 mg/lt $Ca(OH)_2$ ve 4 mg/lt polielektrdit kullanılarak %60 KOI, %94 renk giderimini sağlamıştır. pH 9 da 400 mg/lt $FeCl_3$, 185 mg/lt $Ca(OH)_2$ ve 2 mg/lt polielektrdit kullanılarak %60 KOI, %97 renk giderimini elde edilmiştir.

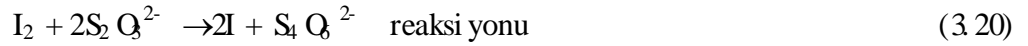
Dulkadir oğlu ve diğ (2001)'de yün, polyster iplik ve kumaş üretimi yapan bir tekstil endüstrisi geri kazanım atıksularında kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları yapmışlardır. pH 7.1, toplam KOI 180 mg/lt, çözülmüş KOI 120 mg/lt olan bu atıksuda kimyasal madde olarak sodyumbentonit, alüminyum ve $FeCl_3$ kullanılarak deneyler yürütülmüştür. Deney sonuçlarında sodyumbentonit ile pH 9 da 1500 mg/lt dozaj ile %70'lik KOI ve %100'lük renk giderimini sağlamıştır. Alüminyum ile yürütülen deneylerde pH 7' de 100 mg/lt dozaj ile %83'lük KOI ve %100'lük renk giderimini en optimum sonuç olarak elde edilmiştir. $FeCl_3$ ile pH 7.0 da 100 mg/lt dozajında %45'lik KOI ve %100'lük renk giderimini elde edilmiştir.

3.2 Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon serbest veya bir bileşik yapısında bulunan bir elementin oksidasyon düzeyinin yani değerliğinin yükseltilmesi işlemidir. Su ve atıksu arıtımında çeşitli nedenlerle istenmeyen bileşiklerin zararsız bileşiklere çevrilmesi veya daha sonraki arıtma işlemleri için uygun hale getirilmesi için kullanılmaktadır. (Tünay 1996)

Kimyasal oksidasyonun Çevre Mühendisliğindeki başlıca uygulama alanları arasında demir ve mangan giderilmesi, organik bileşiklerin giderilmesi, dezenfeksiyon, renk, tat ve koku giderilmesi, sülfür giderilmesi, amonyak giderilmesi, krom indirgenmesi sayılabilir.

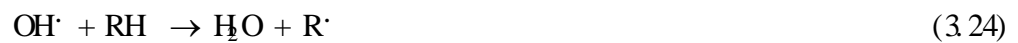
Ki myasal oksidasyon, oksidasyon-redüksiyon reaksiyonları (redoks) ile gerçekleşmektedir. Redoks reaksiyonları organik veya inorganik maddelerin katıldığı reaksiyonlar olabilir. İnorganik maddelerin redoks reaksiyonlarında elektron alış-verişi yani indirgenen ve yükseltgenen elementler kolayca belirlenir ve reaksiyon dengeleri kurulur. Ancak organik maddelerin katıldığı redoks reaksiyonlarında indirgenme ve yükseltgenme bu kadar kolay belirlenemez. Bir redoks reaksiyonu iki yarı reaksiyondan oluşur. Oksidasyon yarı reaksiyonu ve redüksiyon yarı reaksiyonu olarak adlandırılan bu reaksiyonlar birlikte gerçekleşir. Örneği



yarı reaksiyonlarından oluşur. Yarı reaksiyonlarda elektron alan indirgenir ve oksitleyici adını alır. Elektron veren oksitlenir ve indirgeyici adını alır. (Tünay, 1995) Bu bilgiler ışığında önemli ki myasal oksidasyon uygulamalarından fenton uygulaması aşağıda açıklanmıştır.

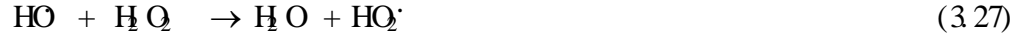
3.2.1 Fenton Oksidasyonu

Fenton oksidasyonu demir II tuzları (genellikle $FeSO_4$) ve hidrojen peroksitin beraber bulunduğu ortamlarda meydana gelmektedir. Hidrojen peroksit ve demir II iyonları kuvvetli asit ortamda oldukça karardır. Zincirleme reaksiyonlar sonucu oksitleme gücü yüksek hidroksil radikalleri meydana gelir. Oksidasyonla yüksek molekül ağırlıklı maddeler daha düşük ağırlıklı moleküllere dönüşürken Fe^{2+} de Fe^{3+} e yükseltgenir. Organik madde ve demir II iyonları bulunan kuvvetli asit bir ortama hidrojen peroksit ilave edildiğinde kompleks bir redoks reaksiyonu meydana gelmektedir.



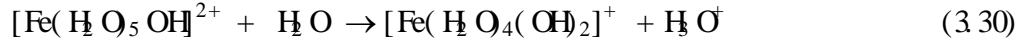
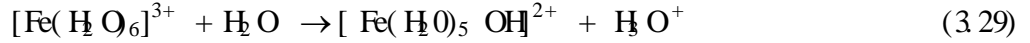


Oluşan hidroksil kökü organik RH ile reaksiyona girerek boya moleküllerinin kromofor ve kromjenerini yok etmekte ve rengi gidermektedir. Redoks sisteminde buna benzer reaksiyonlar olmaktadır.

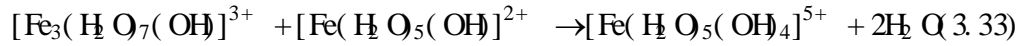
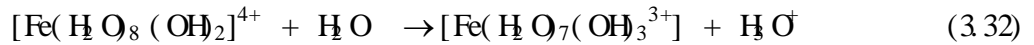
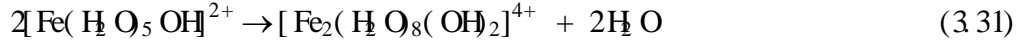


Koagülasyon, oluşan demir iyonları aşağıdaki denklemlerde meydana gelen OH iyonları ile demir hidroksit kompleksleri oluşturur.

←



Bu komplekslerle pH 3.5-7 arasında aşağıdaki reaksiyonlar oluşur.



Bu reaksiyonları takiben koagülasyon prosesi meydana gelmektedir. Atıksu içerisinde geriye kalan rengi giderilmiş boya molekülleri pıhtılaşmakta ve çökelmektedir. (Kuo 1992)

Fenton prosesinin en iyi çalışma aralığı pH 2-5 arasındadır. pH 3.5 ten düşük olduğunda demir II ve hidrojen peroksit daha kararlı olduğundan oksidasyon gücü fazladır. pH 4 ten sonra demir II hidroksit kompleksleri oluşmaya başlar. Bu da çalışmanın verimini düşürür. Ortama ilave edilen demir II dozunun artması redoks

reaksiyonlarının tanımlanmasına ve koagülasyona sebep olduğundan giderme verimini etkilemektedir. Hidrojen peroksit miktarındaki artış ise renk giderimini arttırmakla beraber suda reaksiyona girmeden kalan hidrojen peroksit KÖ girişi mine yol açmaktadır. Bu sebeple çalışmalarda mutlaka reaksiyon sonunda atıksudaki hidrojen peroksit miktarı kontrol edilmelidir. Fenton prosesi için en iyi sıcaklık 25-40⁰ C arasındadır. Yapılan çalışmalarda sıcaklık arttıkça fenton prosesi ile renk giderme veriminin arttığını, hidrojen peroksitin dönüşüm süresinin daha kısaldığı görülmüştür.

3.2.2 Tekstil Endüstrisinde Fenton Prosesi Uygulamalarına Örnekler

Tekstil endüstrisi atıksularında fenton prosesi ile yapılmış pek çok çalışma bulunmaktadır.

İlk olarak Kua (1992) de Fenton prosesi ile reaktif, dispers, asit, bazik boyar maddelerden kaynaklanan boya atıksularında renk giderim çalışmaları yapmıştır. Çalışmalar sonunda fenton prosesinin pH 3,5 in altında iyi sonuç verdiği, en etkili aralığın 3-3,5 olduğunu, bu aralıkta uygun dozajlar sağlandığı takdirde %88 KÖ, %07 renk giderim verimi elde edildiğini bulmuştur. pH 4 ün üzerinde hiç renk giderimi olmamış ve H₂O₂ etkisiyle KÖ de artış gözlenmiştir. Farklı boya tipleri için farklı H₂O₂ ve FeSO₄ dozajlarının etkili olduğu görülmüştür. Ayrıca sıcaklığın fenton prosesi ni etkileyen bir faktör olduğu ve yüksek sıcaklıklarda renk gideriminin daha fazla olduğu gözlenmiştir.

Solozhenko ve diğ (1995) tekstil endüstrisi atıksularında azo boyalarından kaynaklanan rengin fenton prosesi ile giderimine ilişkin çalışmalar yapmıştır. Deneysel çalışmalar sonunda %05-97 oranında renk giderimi elde edilmiş, güneş ışığının ve sıcaklığının oksidasyonu arttırdığı görülmüştür.

Kang ve diğ (1999) tekstil endüstrisi atıksularında fenton oksidasyonunu ışık ile beraber uygulanması ile üzerine çalışmalar yapmıştır. Hidroksil radikalinin renk giderilmesinde etkili olduğunu ancak KÖ giderimine benzer etkiyi yapmadığını görmüştür. Optimum pH'nin 3-5 arasında olduğunu ve bu aralıkta %06 oranında renk giderimi sağlandığı görülmüştür.

Park ve di ğ (1999) Pigment atıksuyunda ön arıtma ve aktif çamur çıkışında ,fenton oksidasyonu ile biyolojik ayrışmayan organiklerin ve rengin giderilmesi üzerine çalışmalar yapmıştır. Gau ve Chang (1996) fenton prosesi ile çöp sızıntı sularındaki organiklerin giderilmesi üzerine yürüttükleri çalışmalarda düşük moleküllü organik maddelerin daha iyi giderildiğini görmüştür. Bae ve di ğ (1997) çöp sızıntı sularının arıtılmasında aktif çamur sisteminde nitrifikasyon ve denitrifikasyon sistemi ile beraber fenton prosesi ni kullanmıştır.

4. DENEYSEL YAKLAŞIM

Bu çalışmada bir tekstil endüstrisinin atıksularının koagülasyon-flokülasyon işlemleri ve fenton oksidasyonu ile arıtılması üzerine deneysel çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmada kimyasal arıtılabilirlik deneylerinin gerçekleştirildiği atıksuyun alındığı fabrikada yün, polyester, yün-polyester karışım iplik ve kumaş üretimi yapılmaktadır. Ortalama yıllık üretim 3000 ton, buna karşın tüketilen su miktarı 3200-3500 m³ arasında değişmektedir. Tablo 4.1 de yıllık üretimin oluşan ürünlere bağlı olarak miktarları verilmiştir (Ghon ve diğ. 2000).

Tablo 4.1. İncelenen Fabrikanın Yıllık Ürün Dağılımı (Ghon ve diğ. 2000)

Ürün Grubu	Yıllık Üretilen Ürün Miktarı (kg/yıl)				
	Yün	Yün/ Polyester	Polyester	Diğer	Toplam
İplik	517364	731758	8600	697927	1955649
Kumaş	383873	350416	---	109451	843740
Tops	112615	---	112615	---	225230
Toplam	1013852	1082174	121215	807378	3024619
(%)	33,5	35,8	4,0	26,7	100

Fabrikada üretim yüksek sıcaklık hattı (elyaf, iplik top boyama) top boyama hattı, kumaş boyama hattı, kumaş son işlemler hattı olarak dört ana işlemden oluşmaktadır. Boyama işlemi kesikli gerçekleştirilmektedir. Boyamada, katyonik (açık), kroniu (koyu), reaktif (açık), dispers, 1:1 metal kompleks (koyu), 1:2 metal-kompleks (koyu-açık), 1:2 metal kompleks+dispers (koyu) boyalar kullanılmaktadır. Tesiste oluşan atıksuyun büyük kısmı boyama işlemlerinden kaynaklanmaktadır. Boyama ve boyamayı takiben gelen işlemlerden kaynaklanan atıksular artık boyalar, yardımcı kimyasal maddeler, yüzey aktif maddeler vb. den oluşmaktadır. Fabrikada kullanılan boyalar sınıflandırıldığında bunların %62,5'ini koyu renk boyalar, %7,5'ini açık renk boyalar, %30'unun orta renk boyalardan meydana geldiği görülmektedir.

Çalışmanın yürütülmesi için atıksu yukarıda sözü edilen ürettirmenlerin kumaş son işlemleri hattı hariç tüm gelen atıksular ile kumaş son işlemleri hattında ise başka bir çalışmada (Dulkadiroğlu ve diğ. 2001) diğer detayları verilen su tüketimini azaltılması ve atıksu geri kazanılmasına yönelik tesis içi uygulamalar sonucu ortaya çıkan atıksuyun bir araya getirilmesi nedeniyle oluşmaktadır.

Söz konusu atıksu üzerinde farklı koagülantlarla farklı pH ve dozaj aralığında, koagülant için optimum pH ve optimum dozaj belirlenmiştir. Aynı şekilde fenton prosesi için optimum pH ve optimum Fe^{2+} ve H_2O_2 dozajları belirlenmiştir. Bu işlemlerde atıksuyun yapısında meydana gelen değişimler, değişik parametreler açısından ölçülmüş ve oluşan çamurun sıkışabilirlik özelliği belirlenmiştir.

4.1 Deney Dizeneği

Çalışma kapsamında yürütülen KCl hariç tüm konvansiyonel parametre analizleri, Standart Metotlar (1998) de belirtildiği gibi yapılmıştır. KCl deneyleri ise ISO 6060 (1986)'da tanımlanan titrimetrik metotla yürütülmüştür. AKM bazında ölçülen partikül bileşenleri için AP40 cam elyaf filtre, çözülmüş formdaki bileşenleri için 0,45µm membran filtre kullanılmıştır. Renk parametresi ölçümü 455nm dalga boyunda Hach DR/2 model spektrofotometre ve 436, 525, 620 nm dalga boylarında absorbansla yapılmıştır. Bulamklık ölçümü için Hach Model 2100A iletkenlik ölçümü için Hach Model 25/1 cihazları, hızlı ve yavaş karışma için Phipps & Bird marka Jar Test cihazı (RPM) (şekil 4.1) kullanılmıştır.

4.2 Deney Programı

Bu araştırma sırasında yapılan deneylerde aşağıdaki prosedür izlenmiştir.

- Numune alma
- Konvansiyonel atıksu karakterizasyonunun yapılması.

Ki myasal çöktürme deneyleri

- 500 ml atıksu numunesinin pH'nın H_2SO_4 ve NaOH kullanılarak istenilen pH'a getirilmesi
- Değişik dozlarda alümin $FeCl_3$, $FeSO_4$ dozlanması
- Hızlı karıştırma işleminin yapılması (3 dakika 134 devir/dk hızında)
- 2 ml polielektrodit ilave edilmesi

- Yavaş karıştırma işleminin yapılması (30 dk 54 devir/dk hızında)
- Çöktürme işleminin yapılması (30dk)
- Üst fazın ayrılması
- Üst fazda çöküş pHının ölçülmesi
- Alt fazda SM ölçümünün yapılması
- Toplam ve çözülmüş KCl değerlerinin ölçülmesi
- 0,45 µm membran filtreden süzülen numunede belirlenen dalga boylarında Pt-Co ve absorbans olarak renk ölçümünün yapılması
- İletkenlik ölçümünün yapılması
- Bulamklık ölçümünün yapılması
- Uygun optimum doz ve pHta metal ölçümlerinin yapılması ve toplam çözülmüş madde parametresinin belirlenmesi

Bent onit ile yürütülen deneyler

- 500 ml atıksu numunesinin pH'ının NaOH kullanılarak istenilen pH'a getirilmesi
- Değişik dozlarda bent onit dozlanması
- Hızlı karıştırma işleminin yapılması (3 dakika 134 devir/dk hızında)
- Çöktürme işleminin yapılması (3 dakika)
- Hızlı karıştırma işleminin yapılması (3 dakika 134 devir/dk hızında)
- Çöktürme işleminin yapılması (3 dakika)
- Hızlı karıştırma işleminin yapılması (3 dakika 134 devir/dk hızında)
- Çöktürme işleminin yapılması (30dk)
- Üst fazın ayrılması
- Üst fazda çöküş pH'ının ölçülmesi
- Alt fazda SM ölçümünün yapılması
- Toplam ve çözülmüş KOI değerlerinin ölçülmesi
- 0,45 µm membran filtreden süzülünen numunede belirlenen dalga boylarında Pt-Co ve absorban olarak renk ölçümünün yapılması
- İletkenlik ölçümünün yapılması
- Bulamklık ölçümünün yapılması
- Uygun optimum doz ve pH'ta metal ölçümlerinin yapılması toplam çözülmüş madde parasetresinin belirlenmesi

Kımyasal oksidasyon deneyleri

- 500 ml atıksu numunesinin H₂SO₄ kullanılarak istenilen pH'a getirilmesi
- Değişik dozlarda FeSO₄ ilave edilmesi
- Değişik dozlarda H₂O₂ ilave edilmesi
- Hızlı karıştırma işleminin yapılması (30dk 134 devir/dk hızında)
- pH'ın 7'ye getirilmesi (sadece iki sette)
- Reaksiyona girmeden kalan H₂O₂'nin giderilmesi için katalaz ilave edilmesi
- Çöktürme işleminin yapılması (30dk)
- Üst fazda çöküş pH'ının ölçülmesi
- Alt fazda SM ölçümünün yapılması (sadece 2 set için)
- Toplam ve çözülmüş KOI değerlerinin ölçülmesi

- 0,45 μm membran filtreden süzölen numunede belirlenen dalga boylarında Pt-Co ve absorbands olarak renk ölçümünün yapılması
- İletkenlik ölçümünün yapılması
- Bulanıklık ölçümünün yapılması
- Uygun optimum doz ve pH'ta metal ölçümlerinin yapılması toplam çözülmüş madde parametresinin belirlenmesi

5. DENEY SONUÇLARI VE SONUÇLARIN DEĞERLENDİRİLMESİ

5.1 Atıksu Karakterizasyonu

İncelenen tesisten alınan numune ile yapılan deneysel çalışmalar sonucu elde edilmiş olan atıksu karakterizasyonu Tablo 5.1 de verilmiştir.

Tablo 5.1 İncelenen Tesisin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
PH		6,9
KCl	mg/lt	700
Çözünmüş KCl	mg/lt	610
AKM	mg/lt	22
UAKM	mg/lt	22
Bulanıklık	NTU	18
İletkenlik	μ Mhos/cm	2900
Alkalinite	mg/lt CaCO ₃	148
TÇM	mg/lt	1450
Klorür	mg/lt	500
Renk	Pt- Co	300
	436 nm	0.117
	525 nm	0.085
	620 nm	0.075
NH ₄ - N	mg/lt	4
TKN	mg/lt	16
TP	mg/lt	<1
Cu	mg/lt	<0.5

Fabrikada yün-polyester karışımı iplik ve kumaş üretimi yapılmaktadır. Buna göre Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nin hem açık elyaf, iplik üretimi terbiyesi

alt kategorisine, hem dokunmuş kuş terbiyesi ve benzeri alt kategorisine, hem de örgü kuş terbiyesi ve benzerleri kategorisine girmektedir. Tablo 5.2’de alıcı ortama deşarj standartları verilen bu alt kategorilerden KOİ parametresi için en düşük değer esas alınarak deneysel çalışmalar yürütülmüştür.

Tablo 5.2 Su Kirliliğ Kontrol Yönetmeliği’ne göre Arıtma Çıkışı Sağlanması Gereken Alıcı Ortam Deşarj Standartları

Parametre	Birim	Açık Hıf, İplik Üretimi ve Terbiye	Dokunmuş Kuş Terbiyesi ve Benzerleri	Örgü Kuş Terbiyesi ve Benzerleri
BO ₅	mg/l	80	90	50
KOİ	mg/l	350	400	300
AKM	mg/l	-	140	-
Amonyum Azotu	mg/l	5	5	5
Serbest Klor	mg/l	0.3	0.3	0.3
Toplam Krom	mg/l	2	2	2
Sülfür	mg/l	0.1	0.1	0.1
Sülfit	mg/l	1	1	1
Çinko	mg/l	-	-	-
Fenol	mg/l	-	1	1
Yağ ve Gres	mg/l	10	-	10
Balık Bıyodenevi (ZSF)	-	4	4	4
pH	-	6-9	6-9	6-9

Atıksu karakterizasyonundan da görüldüğü gibi KOİ parametresi 700 mg/l’te civarındadır. Bu değer arıtma çıkışında 300 mg/l’ni altına düşmesi gerekmektedir. Atıksuyun toplam ve çözünmüş KOİ değerleri birbirine son derece yakın olmasına karşın TP, TKN ve NH₄-N değerleri düşüktür. Standartlarda renk parametresi için herhangi bir sınırlanma bulunmasına rağmen, çevreye verdiği zararlar düşünülerek bu parametrenin de arıtılması gerekmektedir. Toplam ve çözünmüş KOİ değerlerinin birbirine yakın olması sebebiyle bu atıksu için biyolojik arıtmanın uygun olduğu düşünülmeye rağmen tesiste halihazırda bulunan el yaf tutucu, dengeleme havuzu, hızlı karıştırma, yavaş karıştırma ve çöktürme ünitelerinden oluşan kimyasal arıtma tesisi için en uygun şartların belirlenmesinin uygun olacağına karar verilmiştir. Bu yönde kimyasal çöktürme ve fenton ile kimyasal oksidasyon çalışmaları yürütülerek aşağıdaki deneysel sonuçlara ulaşılmıştır.

5.2 Kımyasal Çöktürme Deneyleri

Tesisten alınan atıksu numunesi ile laboratuvar ölçekli kımyasal çöktürme çalışmalarında sodyum bentonit, alüminyum hidroksit, demir III klorür kullanılarak koagülasyon-flokülasyon deneyleri yapılmıştır. Deneysel çalışmada her koagülantın değişik pH değerleri ve değişik dozajlarında atıksu karakterizasyonunda ve oluşan kımyasal çamurda meydana gelen değişimler belirlenmiştir.

5.2.1 Sodyum Bentonit ile Yürütülen Deneysel Sonuçları

Sodyum bentonit ile yürütülen deneysel çalışmada atıksuyun kendi pH değerinde ve bentonitin optimum pH aralığında bulunan pH 9-9.5-10 değerlerinde yürütülmüştür. Koagülant dozajındaki değişimler 500 mg/lt, 750 mg/lt, 1000 mg/lt, 1500 mg/lt ve 2000 mg/lt değerleri olarak seçilmiştir. Çıkarılan atıksuyunda yapılan ölçümler sonucu elde edilen Kİ ve oluşan kımyasal çamur sıkışabilirlik özelliğine ait değerler Tablo 5.3'te, renk, iletkenlik ve bulanıklık parametrelerindeki değişim Tablo 5.4'te verilmiştir.

Atıksuyun kendi pH değerinde değişik bentonit dozajlarında yapılan JAR test deneylerinde, toplam Kİ parametresinde 1000 mg/lt bentonit ile %5'e yakın bir giderim elde edildiğinde, 1000-1500 mg/lt dozajlarında çok fazla bir değişim olmamakta, standartlarda istenilen 300 mg/lt değerinin altına ancak 2000 mg/lt dozajında ulaşılmaktadır. Renk parametresinde tüm dozajlarda %0'ın üzerinde bir giderim söz konusudur. İlave edilen koagülant miktarına bağlı olarak bulanıklık parametresi değişiklik göstermektedir. Yapılan deneylerde atıksuyun iletkenliğinin değişmediği, oluşan kımyasal çamurun özelliklerinin uygun çıktığı görülmüştür.

Bentonitin optimum pH aralığında bulunan pH 9'da yürütülen deneylerde, Kİ giderim veriminde koagülant miktarına bağlı olarak meydana gelen değişimler, pH 7'de yürütülen deney sonuçlarına benzer olarak 1000 mg/lt dozajında %50'lik bir giderim göstermiş, 2000 mg/lt değerinde ise istenilen standardın altına düşmüştür.

Tablo 5.3 Bentonit ile Kimyasal Çöktürme Çıkışı KOİ ve ÇHİ Değerleri

Kimyasal madde dozajı	Toplam KOİ (ng/lt)	% Giderim	Çözünmüş KOİ (ng/lt)	% Giderim	ÇHİ (ml/gr)
pH 7 500 ng/lt	575	18	352	42	21
750 ng/lt	488	31	320	48	20
1000 ng/lt	323	54	275	55	19
1500 ng/lt	308	56	266	57	22
2000 ng/lt	292	58	258	58	20
pH 9 500 ng/lt	535	24	300	51	13
750 ng/lt	493	30	296	52	19
1000 ng/lt	355	50	284	54	19
1500 ng/lt	309	56	277	55	20
2000 ng/lt	291	59	264	57	21
pH 9.5 500 ng/lt	498	29	280	54	9
750 ng/lt	438	38	263	57	17
1000 ng/lt	298	58	224	63	17
1500 ng/lt	270	62	207	66	16
2000 ng/lt	258	68	183	70	20
pH 10 500 ng/lt	460	35	228	63	10
750 ng/lt	382	46	206	66	16
1000 ng/lt	240	66	185	70	15
1500 ng/lt	230	68	178	71	17
2000 ng/lt	224	69	170	72	17

Renk parametresindeki verim %92-100 arasında değişmiş, 2000 mg/lt dozajında tamamen giderilmiştir. Kimyasal çamurun ÇHİ değerlerinin oldukça düşük olduğu görülmüştür.

pH 9.5'te gerçekleştirilen deneylerde KOİ parametresi için çıkış standartlarına 1000 mg/lt bentonit dozajında ulaşılmıştır. Dozajın artırılması ile organik madde giderim verimi %68 oranına kadar artmıştır. Çözünmüş KOİ parametresindeki giderim %70 mertebesinde dir. Renk parametresinde tüm dozajlarda %90'ın üzerinde bir verim görülmekte ve çamurun sıkışabilirlik özelliği oldukça iyidir.

Tablo 5.4 Bentonitle Kimyasal Çöktürme Çıkışı Renk, İletkenlik ve Bulamkılık Değerleri

pH Koagül art doajı	Renk					Bulamkılık NTU	İletkenlik $\mu\text{Mhos/cm}$
	Pt-Co	% giderim	436 nm	525 nm	620 nm		
pH 7 500 ng/l	20	93	0,008	0,003	0,003	35	2900
750 ng/l	20	93	0,007	0	0	48	2900
1000 ng/l	20	93	0,004	0	0	14	2900
1500 ng/l	20	93	0,004	0,002	0	20	2900
2000 ng/l	15	95	0,002	0	0	14	2900
pH 9 500 ng/l	25	92	0,005	0,004	0,001	18	2900
750 ng/l	25	92	0,004	0	0	30	2900
1000 ng/l	25	92	0,004	0	0	37	2900
1500 ng/l	10	97	0	0	0	26	2900
2000 ng/l	<10	100	0	0	0	15	2900
pH 9.5 500 ng/l	50	84	0,034	0,024	0,017	37	2900
750 ng/l	40	87	0,006	0,003	0	33	2900
1000 ng/l	20	93	0	0	0	14	2900
1500 ng/l	25	92	0	0	0	15	2900
2000 ng/l	25	92	0	0	0	14	2900
pH 10 500 ng/l	10	97	0,011	0,009	0,005	27	2800
750 ng/l	10	97	0,006	0,003	0,004	30	2800
1000 ng/l	10	97	0,002	0	0	12	2800
1500 ng/l	<10	100	0	0	0	14	2800
2000 ng/l	<10	100	0	0	0	14	2800

pH 10' da yürütülen bentonitle kimyasal çöktürme deneylerinde 1000 mg/l dozajında KOİ için gerekli çıkış değerine ulaşılmıştır. Dozajın artırılması ile KOİ parametresinin gideriminin çok daha fazla arttığı görülmüştür. Tüm dozajlar da renk parametresi tamamen giderilmiştir.

Kimyasal çöktürme deneylerinde atıksuyun pH değerini bentonitin optimum pH aralığına getirmek için ilave edilen kimyasal madde miktarları Tablo 5.5'te verilmiştir. Bu değerlerin optimum pH ve optimum dozaj seçiminde maliyet açısından göz önünde bulundurulması gerekmektedir.

Tablo 5.5 Bentonit ile yürütülen deneylerde pH ayarı için ilave edilen ki nyasal madde miktarları

Dozaj	Bentonit ilavesi sonrası pH	İlave Edilen Ki nyasal Madde	pH 9	pH 9.5	pH 10
500 mg/lt	6.98	1 N NaOH	1.70 ml/lt	2.60 ml/lt	4.50 ml/lt
750 mg/lt	6.98	1 N NaOH	2.10 ml/lt	3.40 ml/lt	5.00 ml/lt
1000 mg/lt	7.08	1 N NaOH	2.16 ml/lt	3.60 ml/lt	5.40 ml/lt
1500 mg/lt	7.01	1 N NaOH	2.20 ml/lt	3.60 ml/lt	5.40 ml/lt
2000 mg/lt	7.06	1 N NaOH	2.90 ml/lt	4.40 ml/lt	5.60 ml/lt

Bu sonuçlara göre pH 7 ve pH 9’ da 2000 mg/lt sodyum bentonit dozlanmasıyla, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği’nde istenilen standartların altına düşülmemektedir. pH’ın arttırılmasının ilave edilmesi gereken bentonit dozajında bir değişikliğe yol açmadığı için pH 7’de 2000 mg/lt bentonit dozu uygun değerler olarak seçilebilmektedir. pH 9.5 ve pH 10’da 2000 mg/lt sodyum bentonit dozu ile, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği’nde istenilen standartların altına düşülmemektedir. pH değerinin daha fazla arttırılmasının organik madde gideriminde önemli bir değişikliğe yol açmadığı görülmüştür. Bu sebeple pH 9.5 uygun standardın sağlandığı değer olduğuna karar verilmiştir. pH 7 de 2000 mg/lt bentonit ile pH 9.5’te 1000 mg/lt bentonit seçenekleri göz önüne alındığında 2000 mg/lt dozajının, bentonit maliyeti yüksek bir madde olduğundan uygun olmadığına karar verilmiştir. Bunun yerine NaOH gibi bir bazla pH’ın arttırılması ve %50 oranında azalan miktarda bentonit kullanılması daha uygundur. Tüm deneylerde çamur hacim indeksi (ÇH) parametresinin oldukça düşük değerlerde olduğu görülmüştür. Atıksuyun renk parametresindeki giderim verimleri pH 7 de %93-100, pH 9 da %92-100, pH 9.5 te %84-100, pH 10 da %91-100 arasında değişmektedir. Bu sonuçlarla bentonit ile ki nyasal çöktürmenin bu atıksudaki mevcut rengin tamamına yakının giderdiği söylenebilir. Değişik koagülant dozajı ve pH lar da atıksuyun iletkenliğini de değiştirdiği, bu anlamıyla ilave edilen madde miktarına bağlı olarak önce arttığı daha sonra azaldığı görülmektedir. KCl sonuçlarındaki değişimin grafik ile gösterimi Şekil 5.1 de verilmiştir.

Bu değerler dikkate alınarak incelenen atıksuda sodyum bentonit ile ki nyasal çöktürme için uygun pH 9.5, uygun koagülant dozajının 1000 mg/lt olduğu sonucuna

ulaşıl mıştır. Bu pH a ulaşabil meki çin ise atıksuya 2,16 ml/lt 1 N Na OH ilavesi nin gerekli olduğu saptanmıştır. Gerilen KOİ başına 4,21 gr çamur oluşmaktadır. Bu dozda yapılan detaylı arıtma çıkışı atıksu karakterizasyonu ve gi derim verileri Tablo 5.6 da verilmiştir.

Tablo 5.6 Optimum Şartlarda Bentonitle Kımyasal Çöktürme Çıkışı Atıksu Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Ham Atıksu	Arıtma Çıkışı	% Giderim
pH		6,92	9,31	
KOİ	mg/lt	702	298	58
Çözünmüş KOİ	mg/lt	611	224	63
AKM	mg/lt	22	8	64
UAKM	mg/lt	22	8	64
Bulanıklık	NTU	18	14	22
İletkenlik	µMhos/cm	2900	2900	
Alkalinite	mg/lt CaCO ₃	148	165	
TÇM	mg/lt	1450	1350	1
Renk	Pt-Co	300	20	93
	436 nm	0,117	<0,001	100
	525 nm	0,085	<0,001	100
	620 nm	0,075	<0,001	100
NH ₄ -N	mg/lt	4	1	75
TKN	mg/lt	16	5	69
Cr	mg/lt	<0,5	<0,5	100

5.2.2 Alüminyum Sülfat ile Yürütülen Deneysel Sonuçları

Alüminyum sülfat ile yürütülen koagülasyon-flokülasyon deneyleri atıksuyun kendi pH değerinde ve alüminyumun optimum pH aralığı olan pH 7,5-5,5 aralığındaki pH 7, pH 6,5, pH 6, pH 5,5 değerlerinde yürütülmüştür. Koagülant dozajındaki değişimler 25 mg/lt, 50 mg/lt, 75 mg/lt, 100 mg/lt ve 150 mg/lt değerleri olarak seçilmiştir. Çıkış atıksuyunda yapılan ölçümler sonucu elde edilen KOİ ve oluşan kımyasal çamur sıkışabilirlik özelliğine ait değerler Tablo 5.7 de, renk, iletkenlik ve bulanıklık parametrelerindeki değişim Tablo 5.8 de verilmiştir.

Atıksuya pH ayarı yapmadan yürütülen koagülasyon-flokülasyon deneylerinde organik madde gideriminin 25 mg/l ve 50 mg/l alum dozlarında az olduğu, 75 mg/l ve 100 mg/l dozlarında %5-60 arasında bir verimle arıtma çıkışı sağlanması gereken standarda yakın bir değere ulaştığı, 150 mg/l alum dozunda ise 200 mg/l değerine dek düşüğü saptanmıştır. Renk parametresi giderimini %87 ile %92 arasında değişmektedir. Bu değerlerle standartlar sağlanmasına rağmen oluşan çamurun hacim indeksi 75 mg/l alum dozunun üzerinde artmakta ve 110 ml/gr seviyesini geçmektedir. Bu nedenle atıksuyun kendi pH değerinde istenen KOİ düzeyi açısından 100 mg/l alum dozajı uygun görüldüğü halde elde edilen çamur problemi olduğundan bu set içinden herhangi bir dozun seçimi doğru sonuç vermeyeceğine karar verilmiştir.

pH 7 de yürütülen deneylerde 25 mg/l ve 50 mg/l alum dozlarında KOİ giderimi birbirine yakın seviyelerde olmakta, 75 mg/l dozunda hızla artmakta, 100 mg/l ve üzerinde ise 300 mg/l KOİ değerinin altına düşmektedir. Renk parametresi gideriminde KOİ parametresi giderimine paralel olarak gerçekleşmekte, 100 mg/l ve üzeri alum ilavesinde %93'ün üzerinde verimle giderilmektedir. Ancak bu dozlar da oluşan çamurun ÇHI değeri çok yüksektir. Bu sebeple pratikte uygulanması mümkün değildir.

pH 6.5'te gerçekleştirilen deneylerde yine 25 mg/l ve 50 mg/l alum dozlarında %30 civarı bir KOİ giderimi olmakta, 75 mg/l alum ilavesi ile giderim oranı hızla artmakta ve çıkış KOİ değeri standartların altına düşmektedir. Koagülant dozunun daha fazla arttırılması önemli bir KOİ azalmasına sebep olmamakta, ancak çamur hacim indeksi parametresi artmaktadır.

pH 6'da yapılan deneylerde 25 mg/l alum ile diğer pH değerlerine göre daha fazla organik madde giderimi sağlanmaktadır. 50 mg/l alum ilavesi ile 300 mg/l KOİ sınırının altına düşmektedir. İlave edilen alum arttıkça KOİ parametresinde %74'lere varan bir verimle 180 mg/l değerine dek azalma görülmektedir. Bu koagülant dozlarında %85'e yakın renk giderimi olmaktadır. Ancak 50 mg/l alum dozunun üzerinde ÇHI parametresi ilave edilen alum miktarına bağlı olarak çok fazla artmaktadır.

pH 5.5'te yapılan deneylerde 300 mg/l KOİ değerinin altına 50 mg/l alum ilavesi ile ulaşıldığı görülmektedir. Dozun daha fazla arttırılması önemli bir organik madde

gi deri mine yol açmaktadır. 50 mg/lt ve üzerindeki dozlarda renk parametresi %03 ci varında gi deri nekte ancak ÇHI değeri dozun artması ile birlikte yükselmekte ve 110 ml/gr barajını aşmaktadır.

Tablo 5.7 Alüminyum ile Kinyasal Çöktürme Gıışı KOI ve ÇHI değerleri

Kinyasal madde dozajı	Gıış pH	Toplam KOI (mg/lt)	% Gderim	Çözünmüş KOI (mg/lt)	ÇHI (ml/gr)
25 mg/lt	6.85	552	21	288	40
50 mg/lt	6.73	501	29	260	100
75 mg/lt	6.65	307	56	256	121
100 mg/lt	6.56	291	59	183	150
150 mg/lt	6.24	204	71	180	173
pH 7 25 mg/lt	7.04	550	22	258	65
50 mg/lt	7.03	522	26	257	98
75 mg/lt	7.01	325	54	256	123
100 mg/lt	7.00	292	58	234	190
150 mg/lt	7.06	278	60	235	300
pH 6.5 25 mg/lt	6.56	552	21	285	77
50 mg/lt	6.55	494	30	263	119
75 mg/lt	6.49	294	58	241	110
100 mg/lt	6.55	279	60	222	185
150 mg/lt	6.54	269	62	215	226
pH 6 25 mg/lt	6.32	462	34	243	56
50 mg/lt	6.38	225	68	182	176
75 mg/lt	6.19	205	71	180	218
100 mg/lt	6.18	187	73	167	258
150 mg/lt	6.20	181	74	162	325
pH 5.5 25 mg/lt	5.71	505	28	341	38
50 mg/lt	5.53	265	62	209	69
75 mg/lt	5.61	238	66	193	77
100 mg/lt	5.73	230	67	186	147
150 mg/lt	5.69	227	68	177	147

KOI parametresinin pH a ve ilave edilen alüminyum dozuna bağlı değışı m grafiğı Şekil 5.2 de verilmiştir.

Ki myasal çöktürme deneylerinde atıksuyun pH değerini alüminyum sülfat için optimum pH aralığına getirmek için ilave edilen ki myasal madde miktarları Tablo 5.9'te verilmiştir.

Tablo 5.8 Alumile Ki myasal Çöktürme Gıışı Renk, İletkenlik ve Bulanıklık Değerleri

pH Koagülant dozajı	Renk					Bulanıklık NTU	İletkenlik $\mu\text{Mhos/cm}$
	Pt-Co	% giderim	436 nm	525 nm	620 nm		
25 mg/lt	35	89	0,054	0,034	0,019	31	2900
50 mg/lt	40	87	0,031	0,0020	0,016	14	2900
75 mg/lt	30	90	0,008	0,004	0,002	7	2900
100 mg/lt	25	92	0,006	0,002	0	6	2900
150 mg/lt	30	90	0,001	0	0	5,5	2900
pH 7 20 mg/lt	60	80	0,045	0,032	0,022	35	3000
50 mg/lt	40	87	0,015	0,009	0,006	32	3000
75 mg/lt	35	89	0,027	0,018	0,011	14	3000
100 mg/lt	20	93	0,012	0,002	0,007	4	3000
150 mg/lt	20	93	0,017	0,011	0,009	2,5	3000
pH 6.5 25 mg/lt	80	73	0,023	0,012	0,009	48	2900
50 mg/lt	40	87	0,024	0,013	0,012	45	2900
75 mg/lt	30	90	0,018	0,010	0,010	15	2900
100 mg/lt	25	92	0,030	0,022	0,018	2,6	2900
150 mg/lt	25	92	0,005	0,003	0,001	2	2900
pH 6 25 mg/lt	160	47	0,050	0,033	0,024	29	2800
50 mg/lt	85	72	0,021	0,011	0,005	24	2800
75 mg/lt	50	83	0,006	0	0	8,8	2800
100 mg/lt	50	83	0,010	0,002	0	6,4	2800
150 mg/lt	50	83	0,011	0,003	0	3,7	2800
pH 5.5 25 mg/lt	80	73	0,039	0,028	0,019	32	2800
50 mg/lt	35	89	0,022	0,013	0,007	16	2800
75 mg/lt	22	93	0,009	0,007	0,004	7,9	2800
100 mg/lt	28	91	0,014	0,009	0,003	5,8	2800
150 mg/lt	20	93	0,014	0,010	0,005	7,6	2800

Bu sonuçlara göre pH ayarı yapılmadan ve pH 7 de 100 mg/lt alum dozunda standartta istenilen KOİ değeri sağlanmaktadır. pH ayarı yapmak ek bir ki myasal madde ihtiyacı doğuracağından pH ayarlanmadan ilave edilen 100 mg/lt alum dozu uygun değer olarak seçilebilir. pH 6.5 te 75 mg/lt alum dozunda, pH 6 ve pH 5.5'te

50 mg/lit alum dozunda KOİ standardı sağlanmaktadır. Ancak çöktürme sonunda oluşan çamurun sıkışma özelliğinde değişimlik görülmektedir. Bu durum seçilecek optimum pH ve optimum dozaj değerlerini etkilemektedir. En düşük ÇHI değeri pH 5.5'te 50 mg/lit alum dozunda elde edilmiştir. Renk parametresi de %80-95 arasında giderilmektedir. Diğer yandan ki myasal çöktürme ile atıksuyun bulanıklığı neredeyse tamamen giderilmede, iletkenliğinde önemli bir değişim olmaktadır.

Tablo 5.9 Alum ile yürütülen deneylerde pH ayarı için ilave edilen ki myasal madde miktarları

Dozaj	Alum ilavesi sonrası pH	pH7	pH6.5	pH6	pH5.5
25 mg/lit	6.85	0.2 ml/lit 1 N Na OH	0.6 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	0.9 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	2.3 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄
50 mg/lit	6.73	0.3 ml/lit 1 N Na OH	0.4 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	1.0 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	2.4 ml/lit 1 NH₂ SO₄
75 mg/lit	6.65	0.4 ml/lit 1 N Na OH	0.14 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	1.4 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	2.2 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄
100 mg/lit	6.56	0.6 ml/lit 1 N Na OH	2.4 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	1.0 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	1.6 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄
150 mg/lit	6.24	0.8 ml/lit 1 N Na OH	0.2 ml/lit 1 N Na OH	0.4 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄	0.8 ml/lit 1 NH ₂ SO ₄

Tüm faktörler göz önüne alınarak alum ile ki myasal çöktürmede en uygun pH 5.5, en uygun doz ise 50 mg/lit olduğuna karar verilmiştir. Bu pH'a ulaşabilmek için ise atıksuya 2,4 ml/lit 1 N H₂SO₄ ilavesinin gerekli olduğu saptanmıştır. Giderilen KOİ başına sistemde 0.4 gr çamur meydana gelmektedir. Bu dozda yapılan detaylı arıtma çöküşü atıksu karakterizasyonu ve giderim verimleri Tablo 5.10'da verilmiştir.

Tablo 5.10 Optimum Şartlarda Alümina Kişyasal Çöktürme Çişi Atıksu Karakterizasyonu

Para metre	Bi ri m	Ha m Atıksu	Arıt na Çişi	% G deri m
PH		6,92	5.53	
KOI	mg/l	702	265	62
Çözün müş KOI	mg/l	611	209	66
AKM	mg/l	22	16	27
UAKM	mg/l	22	16	27
Bul an klık	NTU	18	16	13
İlet kenlik	μ Mhos/cm	2900	2800	
Al kali nite	mg/l CaCO ₃	148	80	46
TÇM	mg/l	1450	1400	0.4
Renk	Pt-Co	300	35	88
	436 nm	0.117	0,022	81
	525 nm	0.085	0,013	85
	620 nm	0.075	0,007	91
NH ₄ -N	mg/l	4	1	75
TKN	mg/l	16	4	75
Cr	mg/l	<0.5	<0.5	100

5.2.3 De mir Kl orür ile Yür üt ülen Dene y Sonuçları

De mir kl orür ile yapılan deneysel çalış malar atıksuyun kendi pH de ğerinde ve de mir kl orürün opti mu mpH aralı ğında bulunan pH 5 ve pH 9 de ğerlerinde yürüt ülmüştür. Koagülant dozajındaki de ğişim ler 50 mg/l, 100 mg/l, 150 mg/l, 200 mg/l ve 250 mg/l de ğerleri olarak seçil miştir. Çişi suyunda yapılan ölçümler sonucu elde edilen KOI ve oluşan kişyasal çamur sıkışabilirlik özelli ğine ait de ğerler Tablo 5.11’de, renk, iletkenlik ve bul an klık para metrelerindeki de ğişim Tablo 5.12’de, atıksuyun pH de ğerini istenilen pH de ğerine getiren ki ni ilave edilen kişyasal madde miktarları da Tablo 5.13’de veril miştir.

Atıksuya pH ayarı yapılmadan yürüt ülen koagülasyon-fl okülasyon deneylerinde 50 mg/l, 100 mg/l, 150 mg/l, 200 mg/l ve 250 mg/l dozajlarında KOI

parametresindeki değişimler ölçülmüş, koagülant dozunun artması nın organik madde gideriminde fazla bir değişikliğe yol açmadığı görülmüştür. 250 mg/lt FeCl₃ ilavesiyle ancak 365 mg/lt KOI değeri elde edilmiştir. Ayrıca koagülasyon-flokülasyon sonucu elde edilen çamurun ÇH değeri 200 ml/gr'ın üzerindedir. Renk parametresi %0 oranında giderilmiştir. İletkenlik atıksuya verilen Fe³⁺ iyonlarının etkisiyle koagülant miktarına bağlı olarak artmıştır.

Tablo 5.11 Demir Klorür ile Ki myasal Çöktürme Çıkışı KOI ve ÇH değerleri

Ki myasal madde dozajı	Çıkış pH	Toplam KOI (mg/lt)	% Giderim	Çözünmüş KOI (mg/lt)	ÇH (ml/gr)
pH7 50 mg/lt	6,94	389	45	352	135
100 mg/lt	6,85	380	46	347	193
150 mg/lt	6,86	375	47	345	209
200 mg/lt	7,03	370	47	347	216
250 mg/lt	6,88	366	48	342	226
pH5 50 mg/lt	5,09	413	41	353	132
150 mg/lt	5,00	385	45	333	173
250 mg/lt	5,07	369	47	293	191
pH9 50 mg/lt	8,98	410	42	369	130
150 mg/lt	9,07	397	43	323	179
250 mg/lt	8,99	382	46	290	205

pH9 da ve pH5 te yapılan deneysel çalışmalarda birbirine çok benzer sonuçlar elde edilmiştir. Buna göre koagülant dozu 200 mg/lt artırılması na rağmen KOI' de ancak 30 mg/lt'lik bir azalma meydana gelmiştir. Atıksuyun renk giderimverimi %80-90 civarında iken bulanıklık parametresi tamamen giderilmiştir. Ouşan ki myasal çamurun ÇH değeri yüksektir.

KOI parametresinin pH'a ve ilave edilen demir klorür dozajına bağlı değişimin grafik gösterimi Şekil 5.3' de verilmiştir.

Tüm deneysel sonuçlar dikkate alındığında demir klorür ile ki myasal çöktürmenin bu atıksu için uygun artırma verimlerini sağlama dağı görülmektedir.

Tablo 5.12 Demir Klorür ile Ki myasal Çöktürme Çıkışı Renk, İletkenlik ve Bulanıklık Değerleri

pH Koagülant dozajı	Renk					Bulanıklık NTU	İletkenlik μ Mhos/cm
	Pt- Co	% gi derim	436 nm	525 nm	620 nm		
pH 7 50 mg/lt	40	87	0,030	0,013	0,009	57	2900
100 mg/lt	120	60	0,089	0,056	0,038	30	3200
150 mg/lt	150	50	0,125	0,075	0,050	7	3200
200 mg/lt	90	70	0,048	0,031	0,029	1,5	3800
250 mg/lt	30	90	0,029	0,021	0,019	3,5	4000
pH 5 50 mg/lt	50	83	0,060	0,041	0,019	5	2900
150 mg/lt	35	88	0,020	0,006	0,001	3,5	3100
250 mg/lt	40	87	0,023	0,007	0,003	1,5	3600
pH 9 50 mg/lt	60	80	0,022	0,007	0,003	5	3000
150 mg/lt	40	87	0,017	0,003	0	1	4000
250 mg/lt	40	87	0,018	0,004	0	1	4000

Tablo 5.13 Demir Klorür ile yürütülen deneylerde pH ayarı için ilave edilen ki myasal madde miktarları

Dozaj	FeCl ₃ ilavesi sonrası pH	pH 5	pH 7	pH 9
50 mg/lt	6.22	2.6 ml/lt 1N H ₂ SO ₄	1.2 ml/lt 1N NaOH	2.6 ml/lt 1N NaOH
100 mg/lt	6.03	---	1.6 ml/lt 1N NaOH	---
150 mg/lt	5.42	2.0 ml/lt 1N H ₂ SO ₄	2.6 ml/lt 1N NaOH	5.4 ml/lt 1N NaOH
200 mg/lt	5.01	---	3.2 ml/lt 1N NaOH	---
250 mg/lt	4.52	4.2 ml/lt 1N H ₂ SO ₄	3.6 ml/lt 1N NaOH	7.8 ml/lt 1N NaOH

5.2.4 Demir Sülfat ile Yürütülen Deneysel Sonuçları

Demir sülfat ile yürütülen ki myasal çöktürme deneyleri atıksuyun kendi pH değerinde ve demir klorürün optimum pH aralığı olan pH 9-10-11 değerlerinde yürütülmüştür. pH ayarları kireç kullanılarak yapılmıştır. Çıkış atıksuyunda yapılan ölçümler sonucu elde edilen KCl ve oluşan ki myasal çamur sıkışabilirlik özelliğine ait değerler Tablo 5.14'te, renk, iletkenlik ve bulanıklık parametrelerindeki değişim Tablo 5.15'te, atıksuyun pH'ını istenilen değere getirmek için ilave edilen ki myasal madde miktarları da Tablo 5.16'de verilmiştir.

Tablo 5.14 Demir Sülfat ile Kımyasal Çöktürme Çıkışı KOİ ve ÇHİ Değerleri

Kımyasal madde dozajı	Çıkış pH	Toplam KOİ (mg/l)	% Giderim	Çözünmüş KOİ (mg/l)	ÇHİ (ml/gr)
pH 7 100 mg/l	6.86	618	12	429	
200 mg/l	6.84	610	13	426	
500 mg/l	6.88	569	19	402	
pH 9 50 mg/l	8.98	429	39	352	110
100 mg/l	9.02	420	40	341	108
200 mg/l	9.03	390	44	332	110
500 mg/l	8.97	271	61	182	110
pH 10 200 mg/l	9.87	335	52	214	105
500 mg/l	9.98	311	56	211	111
pH 11 200 mg/l	11.09	328	53	213	115
500 mg/l	10.95	308	56	208	133

Atıksuyun kendi pH değerinde $FeSO_4$ ile yapılan kımyasal çöktürme deneylerinde, pH 7 değeri, demir sülfatın optimum pH aralığında olmadığı için çökelme meydana gelmemiştir. İlave edilen koagülant değeri 500 mg/l'te de çıkarılmasına rağmen ancak %15'lik bir organik madde giderimi elde edilmiştir. Buna karşılık atıksuyun renk parametresinde %05 oranında yüksek giderimsöz konusudur.

pH 9'da yapılan deneylerde 50 mg/l, 100 mg/l, 200 mg/l, 500 mg/l'lik dozlar denenmiş, ancak ilk üç dozda çıkış KOİ değerlerinin birbirine çok yakın olduğu görülmüştür. Çıkış standardı olan 300 mg/l KOİ değerine ancak 500 mg/l $FeSO_4$ eklenmesi halinde ulaşılmıştır. Renk giderimi %83-97 arasında gerçekleşmiştir. Bulanıklık en fazla %2 oranında giderilirken, oluşan çamurun ÇHİ değerinin 110 ml/gr civarında olduğu gözlemlenmiştir.

pH 10 ve pH 11'de 200 mg/l ve 500 mg/l dozlarında yapılan deneylerde, pH'ın ve dozajın artırılması atıksuda belli bir KOİ giderimini ötesinde bir etki yapmadığı saptanmıştır. Buna karşın atıksuyun renk ve bulanıklık parametreleri tamamen giderilmiştir. Çamur hacim indeksi ise 120 ml/gr civarındadır.

KOİ parametresinin pH'a ve ilave edilen demir sülfat dozajına bağlı değişimin grafik gösterimi Şekil 5.4'te verilmiştir.

Tablo 5.15 Demir Sülfat ile Kımyasal Çöktürme Çıkışı Renk, İletkenlik ve Bulamklık Değerleri

pH Koagülant dozajı	Renk					Bulamklık NTU	İletkenlik $\mu\text{Mhos/cm}$
	Pt-Co	% giderim	436 nm	525 nm	620 nm		
pH 7 100 mg/lt	50	83	0,068	0,035	0,017	40	3000
200 mg/lt	30	90	0,023	0,018	0,011	20	3200
500 mg/lt	15	95	0,017	0,014	0,008	15	3500
pH 9 50 mg/lt	50	83	0,057	0,021	0,009	40	2800
100 mg/lt	30	90	0,018	0,014	0,004	38	3000
200 mg/lt	20	93	0,013	0,007	0	15	3100
500 mg/lt	10	97	0,011	0,003	0	8	3500
pH 10 200 mg/lt	20	93	0,021	0,012	0,006	3	3400
500 mg/lt	20	93	0,007	0,005	0,001	6	3600
pH 11 200 mg/lt	10	97	0,022	0,012	0,006	2,5	3300
500 mg/lt	<10	100	0,009	0,003	0	4	3500

Tablo 5.16 Demir Sülfat ile yürütülen deneylerde pH ayarını için ilave edilen kımyasal madde miktarları

Dozaj	Alumilavesi sonrası pH	pH 7	pH 9	pH 10	pH 11
50 mg/lt	6.44	---	0.6 ml/lt Ca(OH) ₂	---	---
100 mg/lt	6.31	1.0 ml/lt 1N NaOH	0.8 ml/lt Ca(OH) ₂	---	---
200 mg/lt	6.12	1.2 ml/lt 1N NaOH	1.4 ml/lt Ca(OH) ₂	1.7 ml/lt Ca(OH) ₂	2.1 ml/lt Ca(OH) ₂
500 mg/lt	5.85	1.6 ml/lt 1N NaOH	3.1 ml/lt Ca(OH)₂	4.2 ml/lt Ca(OH) ₂	4.8 ml/lt Ca(OH) ₂

Demir sülfat ile yapılan çalışmalarda standartların sadece pH 9'da 500 mg/lt koagülant dozunda sağlandığı görülmüştür. pH ayarını için ise 3.1 ml/lt kireç ihtiyacı bulunmaktadır. Kımyasal çöktürme sonucu giderilen KOİ başına 0.5 gr çamur oluşmaktadır. Koagülant dozunun çok yüksek oluşu maliyet bakımından sakıncalı olması sebebiyle demir sülfatın bu atıksu için uygun olduğu sonucuna varılmıştır.

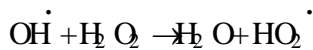
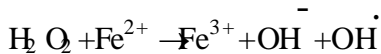
5.3 Kımyasal Oksidasyon Deneyleri

Tesisten alınan atıksu numunesi ile laboratuvar ölçekli olarak kimyasal oksidasyon uygulamalarından olan fenton prosesi ile deneyler yapılmıştır. Deneysel çalışmalar FeSO_4 ve H_2O_2 'nin değişik dozajları ve fenton prosesi nin gerçekleştiği aralıkta gerçekleştirilmiştir.

5.3.1 Fenton Prosesi İle Yürütülen Deneysel Sonuçları

Fenton prosesi ile yapılan deneysel çalışmalar pH2, pH3 ve pH4 ile 1 mM-2 mM Fe^{2+} ve 10 mM-20 mM H_2O_2 dozajlarında gerçekleştirilmiştir. Reaksiyon sonucu bozulmadan kalan ve artı KCl hatasına yol açan fazla H_2O_2 nin giderimi için 2 ml/lit katalaz kullanılmıştır. Yapılan deneylerde katalazın KCl'sinin bulunmadığı görülmüştür. Oksidasyon çıkış suyunda yapılan ölçümler sonucu elde edilen KCl değerleri Tablo 5.17 te verilmiştir. Tablo 5.18 de ise renk, bulanıklık ve iletkenlik parametrelerindeki değişim gösterilmiştir. Deneysel çalışmalarda, atıksu deneyi yürütüleceği pH değerine 1 N H_2SO_4 kullanılarak getirilmiştir. Buna göre pH2 için 6.06 ml/lit 1 N H_2SO_4 , pH3 için 5.20 ml/lit 1 N H_2SO_4 , pH4 için 4.40 ml/lit 1 N H_2SO_4 kullanılmıştır.

pH2' de yürütülen deneysel çalışmalarda ve 1 mM Fe^{2+} ve 10 mM H_2O_2 ile yapılan deneylerde %28'lik bir KCl giderimi ile %10'luk bir renk giderimi görülmüştür. H_2O_2 dozu 20 mM a çıkarıldığında KCl giderimini %2'lere dek azaldığı buna karşın renk giderimini %20'ye çıkardığı görülmüştür. Kang ve diğ. 2001' de yapılan çalışmalara benzer olarak KCl parametresinin daha az giderilmesi H_2O_2 dozunun arttırılması ile aşağıda verilen reaksiyona göre ortamdaki hidroksil radikalinin artması ve buna bağlı olarak meydana gelen $\text{HO}_2\cdot$ radikalinin ortamı hakim olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.



2 mM Fe^{2+} ve 10 mM H_2O_2 dozu ile yapılan deneylerde KCl giderimini %4-5 arasında, renk gideriminin de %27-33 arasında değiştiği görülmektedir. Bu giderim

oranlarına göre ortamdaki Fe^{2+} miktarının arttırılması nın oksidasyona etkisini nın olma dığı sonucu elde edilmiştir. Fe^{+2} iyonlarının ilavesi yle ortamdaki çözü nmiş madde miktarı artmış ve buna bağlı olarak iletkenlik parametresi $8500\mu Mhos/cm$ değerine dek yükselmiştir. İletkenlik değerini n çok yükselmesi KOI sonucunda (+) hat a olduğunun bir göstergesidir. Deneylerin gerçekl eştirildiği pH fenton oksidasyonu i çin uygun pH aralığı nın alt sınırında bulunması sebebi yle de yüksek bir oksidasyon verimi elde edil emiştir.

Tablo 5.17 Fenton Prosesi ile Kımyasal Oksidasyon Çıkışı KOI

Kımyasal madde dozajı	Çıkış pH	Toplam KOI (ng/l)	% Giderim	Çözü nmiş KOI (ng/l)	% Giderim
pH 2					
1 mM Fe^{2+} +10 mM H_2O_2	1.96	508	28	478	22
1 mM Fe^{2+} +20 mM H_2O_2	1.96	620	12	472	23
2 mM Fe^{2+} +10 mM H_2O_2	1.86	670	5	353	42
2 mmol Fe^{2+} +20 mM H_2O_2	2.01	678	4	315	48
pH 3					
1 mM Fe^{2+} +10 mM H_2O_2	2.81	553	21	339	47
1 mM Fe^{2+} +20 mM H_2O_2	2.84	520	26	324	47
2 mM Fe^{2+} +10 mM H_2O_2	2.60	455	35	304	50
2 mmol Fe^{2+} +20 mM H_2O_2	2.63	453	36	305	50
pH 4					
1 mM Fe^{2+} +10 mM H_2O_2	2.84	522	25	315	48
1 mM Fe^{2+} +20 mM H_2O_2	2.89	525	25	319	48
2 mM Fe^{2+} +10 mM H_2O_2	2.69	319	55	284	54
2 mmol Fe^{2+} +20 mM H_2O_2	2.68	315	55	275	55
2 mmol Fe^{2+} +20 mM H_2O_2	7,03	296	55	264	59
2 mmol Fe^{2+} +20 mM H_2O_2	7.01	281	55	257	58

pH 3'te yapılan deneylerde 1 mM Fe^{+2} dozu sabit tutulup H_2O_2 dozunun 10 mM den 20 mM ye yükseltilmesi nin KOI gideriminde %21-26'lık renk gideriminde ise %45-47'lik değişine yol açtığı görül m ektedir. Bu sonuçlardan H_2O_2 dozunun arttırılması nın oksidasyon verimini değiştirmedeği kamısına varılmaktadır. Aynı atıksuya Fe^{+2} dozu 2 mM' ye çikartılıp 10 mM ve 20 mM H_2O_2 dozları uygulandığında benzer şekilde birbiri ne yakın KOI ve renk değerleri elde edilmiştir. KOI değeri 450 mg/lit seviyelerine inmesine rağmen standartlar sağlanamamaktadır.

Tablo 5.18 Fenton Prosesi ile Kıymasal Oksidasyon Çıkışı Renk, İletkenlik ve Bulamklık Değerleri

pH Koagülant dozajı	Renk					Bulamklık NTU	İletkenlik $\mu\text{Mhos}/c$
	Pt-Co	%gi derim	436 nm	525 nm	620 nm		
pH 2							
1 mM Fe ²⁺ +10 mM H ₂ O ₂	270	10	0,108	0,067	0,050	45	7000
1 mM Fe ²⁺ +20 mM H ₂ O ₂	240	20	0,133	0,070	0,038	45	7800
2 mM Fe ²⁺ +10 mM H ₂ O ₂	220	27	0,128	0,061	0,029	65	7300
2 mmol Fe ²⁺ +20 mM H ₂ O ₂	200	33	0,126	0,060	0,027	65	8500
pH 3							
1 mM Fe ²⁺ +10 mM H ₂ O ₂	165	45	0,106	0,062	0,050	25	5000
1 mM Fe ²⁺ +20 mM H ₂ O ₂	160	47	0,103	0,044	0,032	45	5300
2 mM Fe ²⁺ +10 mM H ₂ O ₂	190	37	0,015	0,001	0,015	85	4000
2 mmol Fe ²⁺ +20 mM H ₂ O ₂	200	33	0,018	0,003	0,018	75	4000
pH 4							
1 mM Fe ²⁺ +10 mM H ₂ O ₂	100	67	0,064	0,036	0,027	50	3500
1 mM Fe ²⁺ +20 mM H ₂ O ₂	105	65	0,046	0,017	0,010	50	3700
2 mM Fe ²⁺ +10 mM H ₂ O ₂	170	43	0,072	0,021	0,007	40	4000
2 mmol Fe ²⁺ +20 mM H ₂ O ₂	170	43	0,062	0,012	0	45	4000
2 mmol Fe²⁺ +20 mM H₂O₂	10	97	0,015	0,008	0,001	20	4000
2 mmol Fe ²⁺ +20 mM H ₂ O ₂	<10	100	0,012	0,007	0,001	20	4000

pH 4'te yapılan deneylerde, Fe²⁺ dozu sabit tutulup H₂O₂ dozunda değişiklik yapıldığında KCl parametresi değişiminin olduğunu, 1 mM Fe²⁺ için 10 mM H₂O₂ ve 20 mM H₂O₂'de %25, 2 mM Fe²⁺ için 10 mM H₂O₂ ve 20 mM H₂O₂'de %55'lik verim elde edildiği görülmüştür. H₂O₂ dozunun sabit tutulup Fe²⁺ dozunun 1 mM den 2 mM'e çıkarılması KCl gi derim verimine %30'luk bir artmaya neden olmuştur. Bunun sebebi ortamda Fe²⁺ iyonlarının artmasıyla kompleks oluşumunun meydana gelmesi olduğu sanılmaktadır. Bu pH'ta ayrıca bir miktar Fe(OH)₃ çökeltmesi olduğu gözlemlenmiştir. Ortamdaki çözünmüş madde miktarının azalmasıyla iletkenlik parametresi de azalmıştır. Böylece çıkış KCl standardı olan 300 mg/l'te değerine yaklaşmıştır. Bu pH'ta renk parametresinin %67-43 arasında bir verimle değerlendirildiği görülmektedir.

En fazla KCl ve renk gi deriminin gözlemlendiği pH 4'te yapılan deneyler, hemdeşarjli miltleri nötr pH seviyesinde olduğundan, hemde pH 7 de Fe(OH)₃ çökeltisinin oluşarak meydana gelen koagülasyonla arıtım verimlerinin daha da artacağı

düşünüerek, çıkış pH 7 değerine getirilerek deneyler tekrarlanmıştır. Ancak bir miktar çamur oluşumu gözlenmesi nedeniyle KOİ gi derisinde değişiklik olması, atıksu arıtımının sadece oksidasyon prosesi ile olduğu sonucunu vermiştir. Renk gi derisi %100'lük seviyelere dek ulaşmıştır. Buna karşın meydana gelen kimyasal çamurun ÇHİ değeri 170-175 ml/gr arasında olduğundan uygun aralığın dışında kalmaktadır. Gerilen KOİ başına 1.31 gr çamur oluşmaktadır. Bu sebeple fenton oksidasyonu için uygun dozların 2 mM Fe⁺² ve 10 mM H₂O₂ olduğu uygun pH ın da pH4 olduğuna karar verilmiştir. Ancak çamur problemi sebebiyle büyük çaplı olarak tesislerde uygulanması pratik olarak mümkün değildir.

5.4 Arıtma Maliyetlerinin Hesabı

Arıtma alternatiflerinin seçilmesinde dikkat edilmesi gereken faktörlerin başında arıtma maliyeti gelmektedir. İncelenen tesis üç vardiyalı olarak günde 24 saat çalışan, sürekli ürettiği olan 250 m³/günlük debiye sahiptir. Tesiste elyaf tutucu, dengeleme havuzu, hızlı karıştırma ünitesi, yavaş karıştırma ünitesi ve çöktürme havuzundan oluşan bir arıtma tesisi bulunmaktadır. Arıtma da kullanılan koagülantın değişimini tesiste tesisteki birimlerde boyutsal bir değişiklik gerektirmekte sadece oluşan çamurun uzaklaştırma metodu farklı olmaktadır. Bu sebeple bu çalışmada kullanılan koagülantların optimum şartları için arıtma maliyetleri ve çamur uzaklaştırma maliyetleri hesaplanarak birbirleriyle karşılaştırılmıştır. Maliyet hesabında göz önüne alınan faktörler aşağıda sıralanmıştır.

a- Atıksuyu optimum pH değerine getirmek için gerekli kimyasal madde maliyeti:

Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda;

Bentonit için optimum pH →9,5

Alüminiyumsülfat için optimum pH →5,5

Demir sülfat için optimum pH →9,0

olarak elde edilmiştir.

b- Çi kış standartlarını ki myasal arıtma ile sağlamak için ilave edil mesi gereken opti mum ki myasal madde maliyeti:

Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda;

Bent onit için opti mum doz →1000 mg/lit

Alüminyum sülfat için opti mum doz →50 mg/lit

Demir sülfat için opti mum doz →500 mg/lit

olarak elde edilmiştir.

c- Ki myasal çöktürme işle mi sonucu meydana gelen çamurun uzaklaştırma maliyeti

5.4.1 Sodyum Bentonit İçin Arıtma Maliyeti Hesabı

a- pH ayarı için ilave edilen ki myasal madde maliyeti

Atıksuyu sodyum bentonit için opti mum pH olan 9,5 değerine getirmek için, ortama 3,6 ml/lit 1N NaOH ilave edilmiştir. Tesisin günlük 1N NaOH ihtiyacı 1000 lit dir. Piyasada yapılan araştırmalar sonucu 1 kg NaOH'in 0.02\$'a satıldığı tespit edilmiştir.

Deneysel çalışmalarda kullanılan 1 N NaOH'i hazırlamak için 1 lit. distile suda 40 gr NaOH çözünmektedir. Buna göre 1000 lit/günlük 1 N NaOH 0.8 \$ dir.

b- Ki myasal çöktürme için ilave edil mesi gereken ki myasal madde maliyeti:

Yapılan deneysel çalışmalar sonucu bentonit için opti mum doz 1000 mg/lit olarak elde edilmiştir. Tesisin günlük sodyum bentonit ihtiyacı 265 kg dir.

Piyasada yapılan araştırmalar sonucu 1 kg sodyum bentonitin 0.15 \$'a satıldığı tespit edilmiştir. Buna göre günlük sodyum bentonit maliyeti 40 \$ dir.

c- Ki myasal çöktürme deneyleri sonucu meydana gelen çamurun uzaklaştırma maliyeti:

Deneysel çalışmalar sonucu oluşan ki myasal çamurun ÇHİ 17 ml/gr, çamurun kuru madde konsantrasyonu %61, toplam hacmi 7 m³/gün olarak bulunmuştur. Sodyum bentonit ile ki myasal arıtma yapılması sonucu yoğunlaştırıcıdan çıkan çamur miktarı 425 kg/gün, filtre preste çamura ilave edil mesi gereken kireç

ni ktarı 85 kg/gün olarak bulunmuştur. Bu özellikler dikkate alındığında oluşan çamurun uzaklaştırılması için günlük 4 şarj yapan 800x800 plaka boyutunda, 25 plakalı, Manuel olarak çalışan filtre pres uygun bulunmuştur. Bunun maliyeti 12500\$'dır.

Ki myasal çöktürmede koagülant olarak sodyumbentonit kullanılması durumunda birim atıksuyun arıtma maliyeti Tablo 5.19'da verilmiştir.

Tablo 5.19 Bentonit ile Optimum Şartlarda Ki myasal Arıtma Maliyeti

	Atıksu Maliyeti (m ³ /gün)	Atıksu Maliyeti (m ³ /yıl)
pH Ayarı İçin Kullanılan Ki myasal Madde Maliyeti	0.8 \$	240\$
Ki myasal Çöktürme İçin Kullanılan Ki myasal Madde Maliyeti	40 \$	12000 \$
Filtre Pres Maliyeti	12500 \$	
Toplam Ki myasal Madde Maliyeti	40.8 \$	12240 \$

5.4.2 Alüminyum Sülfat ($A_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) İçin Arıtma Maliyeti Hesabı

a- pH ayarı için ilave edilen ki myasal madde maliyeti:

Atıksuyu alüminyum sülfat için optimum pH olan 5,5 değerine getirmek için ortama 2,4 ml/lt 1 N H_2SO_4 ilave edilmiştir. Tesisin günlük 1 N H_2SO_4 ihtiyacı 650 lt'dir. Hayasada yapılan araştırmalar sonucu 1 lt H_2SO_4 'ün 0.03 \$'a satıldığı tespit edilmiştir.

Deneysel çalışmalarda kullanılan 1 N H_2SO_4 'ü hazırlamak için 1 lt. distile suya 28 ml H_2SO_4 ilave edilmektedir. Buna göre 650 lt/günlük 1 N H_2SO_4 0.5\$'dir.

b- Ki myasal çöktürme için ilave edilmesi gereken kimyasal madde maliyeti:

Yapılan deneysel çalışmalar sonucu alüminyum sülfat için optimum doz 50 mg/lt olarak elde edilmiştir. Tesisin günlük alüminyum sülfat ihtiyacı 13 kg'dır. Piyasada yapılan araştırmalar sonucu 1 kg alüminyum sülfatın'ya satıldığı tespit edilmiştir. Buna göre alüminyum sülfatın günlük maliyeti 3.5\$'dir.

c- Kimyasal çöktürme deneyleri sonucu meydana gelen çamurun uzaklaştırma maliyeti:

Deneysel çalışmalar sonucu oluşan kimyasal çamurun ÇHİ 69 ml/gr, çamurun kuru madde konsantrasyonu %1.5, toplam hacmi 2.75 m³/gün olarak bulunmuştur. Alüminyum sülfat ile kimyasal arıtma yapılması sonucu yoğunlaştırıcıdan çıkan çamur miktarı 40 kg/gün, filtre preste çamura ilave edilmesi gereken kireç miktarı 8 kg/gün olarak bulunmuştur. Bu özellikler dikkate alındığında oluşan çamurun uzaklaştırılması için günlük 2 şarj yapan 500x500 plaka boyutunda, 12 plakalı, Manuel olarak çalışan filtre pres uygun bulunmuştur. Bunun maliyeti 6500\$'dır.

Kimyasal çöktürmede koagülant olarak alüminyum sülfat kullanılması durumunda birim atıksuyun arıtma maliyeti Tablo 5.20' de verilmiştir.

Tablo 5.20 Alüminyum Sülfat ile Optimum Şartlarda Kimyasal Arıtma Maliyeti

	Atıksu Maliyeti (m ³ /gün)	Atıksu Maliyeti (m ³ /yıl)
pH Ayarı İçin Kullanılan Kimyasal Madde Maliyeti	0.5 \$	150 \$
Kimyasal Çöktürme İçin Kullanılan Kimyasal Madde Maliyeti	3.5 \$	1050 \$
Filtre Pres Maliyeti	6500 \$	
Toplam Kimyasal Madde Maliyeti	4.0 \$	1200 \$

5.4.3 Demir Sülfat (FeSO₄ 7 H₂O) İçin Arıtma Maliyeti Hesabı

a- pH ayarı için ilave edilen kimyasal madde maliyeti

Atıksuyu demir sülfat için optimum pH olan 9,0 değerine getirmek için ortama 3,1 ml/lit %5'lik Ca(OH)₂ ilave edilmiştir. Tesisin günlük %5'lik Ca(OH)₂ ihtiyacı 800lt dir. Piyasada yapılan araştırmalar sonucu 1 kg Ca(OH)₂'in 0.06 \$ olarak satıldığı tespit edilmiştir.

Deneysel çalışmalarda kullanılan %5'lik Ca(OH)₂'i hazırlamak için 1 lt. distile suya 50 mg Ca(OH)₂ ilave edilmektedir. Buna göre 800 lt/günlük %5'lik Ca(OH)₂ maliyeti 2.4 \$ olarak hesaplanmıştır.

b- Kimyasal çöktürme için ilave edilmesi gereken kimyasal madde maliyeti:

Yapılan deneysel çalışmalar sonucu demir sülfat için optimum doz 500 mg/lt olarak elde edilmiştir. Tesisin günlük demir sülfat ihtiyacı 133 kg'dır.

Piyasada yapılan araştırmalar sonucu 1 kg demir sülfatın 0.066\$'a satıldığı tespit edilmiştir. Buna göre 133 kg/günlük demir sülfat 8.78 \$'dır.

c- Kıymasal çöktürme deneyleri sonucu meydana gelen çamurun uzaklaştırma maliyeti

Deneysel çalışmalar sonucu oluşan kıymasal çamurun ÇHİ 110 ml/gr, çamurun kuru madde konsantrasyonu %0.9, toplam hacmi 6 m³/gün olarak bulunmuştur. Demir sülfat ile kıymasal arıtma yapılması sonucu yoğunlaştırıcıdan çıkan çamur miktarı 55 kg/gün, filtre presle çamura ilave edilmesi gereken kireç miktarı 11 kg/gün olarak bulunmuştur. . Bu özellikler dikkate alındığında oluşan çamurun uzaklaştırılması için günlük 2 şarj yapan 500x500 plaka boyutunda, 20 plakalı, Manuel olarak çalışan filtre pres uygun bulunmuştur. Bunun maliyeti 7000\$'dır.

Kıymasal çöktürmede koagülant olarak demir sülfat kullanılması durumunda birim atıksuyun arıtma maliyeti Tablo 5.21'de verilmiştir.

Tablo 5.21 Demir Sülfat ile Optimum Şartlarda Kıymasal Arıtma Maliyeti

	Atıksu Maliyeti (m ³ /gün)	Atıksu Maliyeti (m ³ /yıl)
pH Ayarı İçin Kullanılan Kıymasal Madde Maliyeti	0.7 \$	210 \$
Kıymasal Çöktürme İçin Kullanılan Kıymasal Madde Maliyeti	8.8 \$	2650 \$
Filtre Pres Maliyeti	7000 \$	
Toplam Kıymasal Madde Maliyeti	9.5 \$	2860 \$

5.4.4 Kıymasal Arıtma Maliyetlerinin Karşılaştırılması

Yapılan deneysel çalışmalar sırasında farklı kıymasal maddeler kullanılarak elde edilen optimum şartlarda arıtma maliyetleri hesaplanmış ve bunların karşılaştırılmaları Tablo 5.22'de verilmiştir. Bu sonuçlara göre atıksuyu arıtmak için sodyum bentonit kullanılması halinde günlük 40.8 \$, alüminyum sülfat kullanılması halinde günlük 4 \$, demir sülfat kullanılması halinde günlük 9.5 \$'lık kıymasal madde maliyeti söz konusudur. Oluşan kıymasal çamuru

uzaklaştırarak için kullanılacak filtre preslerinin ilk yatırım maliyetleri ise sodyum bentonit için 12500 \$, alüminyum sülfat için 6500 \$, demir sülfat için 7000 \$ olarak belirlenmiştir.

Tablo 5.22 Farklı Kimyasal Maddelerin Maliyetleri

	Atıksu Maliyeti (m ³ /gün)		
	Bent onit	Al ü m nyu m Sü l fat	De m ir Sü l fat
pH Ayarı İçin Kullanılan Kı myasal Madde Maliyeti	0.8 \$	0.5 \$	0.7 \$
Kı myasal Çöktürme İçin Kullanılan Kı myasal Madde Maliyeti	40 \$	3.5 \$	8.8 \$
Filtre Pres Maliyeti	12500 \$	6500 \$	7000 \$
Toplam Kı myasal Madde Maliyeti	40.8 \$	4 \$	9.5 \$

Bu değerler dikkate alındığında incelenen atıksu için ekonomik açıdan en uygun koagülantın alüminyum sülfat olduğu sonucuna varılmıştır.

6. SONUÇLAR

Bu çalışmada bir tekstil endüstrisi boya atıksularına kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları yürütülmüştür. Çalışmalarda atıksuyun Kİİ parametresinin Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde tanımlanan 300 mg/l'tik deşarj standardının altına çekilmesi hedeflenmiştir. Bu amaç doğrultusunda, koagülasyon-flokülasyon çalışmaları ve fenton oksidasyonu uygulanmıştır. Alüminyum sülfat, sodyum bentonit, demir III klorür, demir II sülfat ile yürütülen koagülasyon-flokülasyon deneylerinde farklı pH ve farklı dozajlarda kirlenici parametrelere ait giderim verimleri saptanmış; atıksu yapısında meydana gelen değişimler belirlenmiştir. Fenton oksidasyonu ile yürütülen çalışmalarda ise, değişik pH değerlerinde farklı demir II ve hidrojen peroksit dozları deneyerek optimum deney koşulları tanımlanmaya çalışılmıştır. Bu çalışmalardan elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmektedir:

- Koagülant olarak sodyum bentonitin kullanıldığı deneylerde, pH 7 ve pH9'da 2000 mg/l'te dozaj ile pH9.5 ve pH10'da ise 1000 mg/l'te dozaj ile Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde tanımlanan standartlar sağlanmıştır. pH değerinin 9.5'in üzerine çıkarılması daha evvel bu koagülantla yapılan çalışmalara benzer olarak, Kİİ giderimini çok fazla etkilemediği görülmüştür. Bu sonuçlara göre, en uygun pH değeri 9.5, en uygun dozaj ise 1000 mg/l'te olarak belirlenmiştir. Bu şartlarda gerçekleştirilen koagülasyon-flokülasyon prosesi ile renk parametresi de %0 oranında giderilmiştir. Maliyet açısından bakıldığında ise atıksuyun sodyum bentonit ile optimum şartlarda arıtılması için günlük kimyasal madde maliyeti 213 \$'dır. Koagülasyon-flokülasyon işlemi sonucunda meydana gelen çamurun sıkışabilirlik özelliğinin oldukça iyi olduğu gözlemlenmiş; giderilen Kİİ başına 4.21 gr çamur oluştuğu saptanmıştır. Oluşan günlük çamur miktarı 550 kg olarak belirlenmiştir. Bu özelliklerdeki çamurun uzaklaştırılması için

gereken filtre pres ise 12500 \$'a mal olmaktadır. Tüm sonuçlar gözönüne alındığında sodyum bentonit, arıtma sonucu iyi verimlerle elde edilmesine rağmen maliyetinin çok fazla olması sebebiyle uygun bir koagülant değildir.

- Alüminyum sülfat ile yürütülen koagülasyon-flokülasyon deneylerinde pH ayarının yapılması ve pH değerinin 7'ye ayarlandığı durumlarda 100 mg/lt alum dozunda, pH 6.5'te 75 mg/lt alum dozunda, pH 6 ve pH 5.5'te ise 50 mg/lt alum dozunda deşarj standardı değerleri sağlanmaktadır. Sonuçlar daha evvel bu konuda yapılan çalışmalarla benzerlik göstermektedir. Meydana gelen çamurun özellikleri ve ekonomik kriteri dikkate alındığında optimum pH'nin 5.5, optimum dozajın ise 50 mg/lt olduğuna karar verilmiştir. Günlük arıtma maliyeti 4 \$ olarak belirlenmiştir. Söz konusu deney koşullarında, atıksuyun rengi neredeyse tümüyle giderilmiştir. Giderilen KOİ başına 0.40 gr çamur oluşmaktadır. Günlük oluşan çamur miktarı 48 kg'dır. Bu çamurun uzaklaştırılması için gereken filtre pres maliyeti 6500 \$'dır. Bu sonuçlar, alüminyum sülfatın arıtma da tercih edilecek koagülantlar arasında olduğunu göstermektedir.
- Demir III klorür ile yapılan çalışmalar sonucu, demir III klorürün bu atıksu için uygun bir koagülant olduğu sonucuna varılmıştır. Demir III klorürün literatürde tanımlanan optimum pH aralığında farklı dozlarda yürütülen deneylerde her pH değerinde belli bir giderim olduğu, ancak dozajın arttırılmasının KOİ giderimine etki etmediği sonucuna ulaşılmıştır. Hiçbir pH ve dozaj da deşarj standartlarını sağlayacak KOİ giderimi elde edilememiştir.
- Demir sülfat ile pH 7-9-10-11'de 50-500 mg/lt arası dozajlarda yapılan deneysel çalışmalarda, bu koagülant ile sadece pH 9'da, 500 mg/lt'de deşarj standartlarının sağlandığı görülmüştür. Günlük kimyasal madde maliyeti 9.5 \$'dır. Bu şartlarda renk parametresi %07 oranında giderilmiştir. ÇHİ (Çamur Hacı İndeksi) 110 ml/g'dır; giderilen KOİ başına 0.5 gr çamur oluşmuştur. Günlük oluşan çamur miktarı 66 kg'dır. Bu çamurun uzaklaştırılması için gereken filtre pres maliyeti 7000 \$'dır. Bu sonuçlar, demir sülfatın arıtma da tercih edilecek koagülantlar arasında olduğunu göstermektedir.

- Tesisten alınan atıksu numunesi ile farklı işletim koşullarında yürütülen Fenton deneylerinde, maksimum KOİ giderme verimini sağlayan pH değeri 4 olarak saptanmıştır. 2 mM Fe²⁺ ve 10 mM H₂O₂ kimyasal madde dozları ile yapılan oksidasyon işlemi sonunda pH 7'ye getirilerek Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde istenilen standartlar sağlanmıştır. pH'nin yükseltmesi ile KOİ giderme veriminin çok fazla değişim göstermediği, dolayısıyla artırımı sağlayan mekanizmanın sadece oksidasyon olduğu bulunmuştur. Ancak oluşan çamurun Çİ değeri 170 ml/g'dır ve giderilen KOİ başına 1.31 gr çamur oluşmaktadır. Bu durum artmanın maliyetini arttıracığından, prosesin büyük çaplı olarak uygulanabilirliğini kısıtlamaktadır.

Tüm bu sonuçlar ele alındığında incelenen tesis için ekonomik açıdan en uygun koagülantın alüminyum sülfat, optimum pH'nin 5.5 ve optimum dozajın 50 mg/lit olduğuna karar verilmiştir. Bu çalışmada uygulanan yaklaşımın benzer atıksu ve benzer altkategoriler içinde yer alan tekstil endüstrileri için yol gösterici olacağı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- APHA, AWWA, AND WEF**, 1995. Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater, 18 th ed, Washington DC USA
- Bae, J. H, Kim S And Chang, H M**, 1997. Treatment of Landfill Leachates Ammonia Removal Via Nitrification and Denitrification and Further COD Reduction Via Fenton's Treatment Followed by Activated Sludge, *Water Science & Technology*, **36**, 341-348.
- Başer İ., İnanç Y.**, 1990. Boyar madde Kıyması. Marmara Üniversitesi Teknik Eğitim Fakültesi Mabaası, İstanbul.
- Casey T. J.**, 1997. Unit Treatment Processes in Water and Wastewater Engineering Elsevier Science, Amsterdam
- Correia V. M, Stephenson T, Judd S. J.**, 1994. Characterization of Textile Wastewater – A Review *Environmental Technology* **15**, 917, 929.
- Doğruel S.**, 2000. Bir Pamuklu Son İşlemleri Endüstrisinde Ozonlamanın KOİ Bileşenleri Üzerine Etkisi, *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- EPA**, 1978. Textile Processing Industry, US Environment Protection Agency, EPA-625/778-002, Washington
- EPA**, 1986. Design Manual Municipal Wastewater US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA/ 625/1-86/021, Washington
- EPA** 1996. Manual Best Management Practices for Pollution Prevention in The Textile Industry US Environment Protection Agency, EPA-625/R-96/004, Washington
- Gerimli E., Soyhan S. and Emektar G** 1999. Evaluation of Treatability for Two Textile Mill Effluent, *Water Science Technology*, **40**, 1, 145-152
- Grau P.** 1991. Textile Industry Wastewaters Treatment, *Water Science Technology*, **24**, 1, 97-103.
- Göknil H, Toröz İ. ve Çiğmit Y.**, 1984. Endüstriyel Atıksuların Kontrol ve Kısıtlama Esasları Projesi- Tekstil Endüstrisi, İTÜ Çevre ve Şehircilik Uygulama Araştırma Merkezi, İstanbul.

- Güngör N**, 1992. Radyoaktif Atık Yönetiminde Bentonit, *İTÜ Dergisi*, **50**, 4.
- Güngör N, Dilmaç S**, 1994. Bentonit Su Sistemlerinin Reolojik Özellikleri Üzerine İki Farklı Elektrotin Etkisi, *İTÜ Dergisi*, **52**, 1-2.
- Kabdaşlı I, Gürel M and Tünay O**, 2000. Characterization and Treatment of Textile Printing Wastewaters, *Environment Technology*, **21**, 1147-1155.
- Kang Y W and Hwang K Y** 2000. Effect of Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton's Process. *Water Research*, **34** (10), 2789-2790.
- Kuo, W G** 1992. Decolorizing Dye Wastewater with Fenton's Reagent, *Water Research*, **26**, 7, 881-886.
- Metcalf and Eddy Inc.**, 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, 3^d edn, McGraw-Hill, New York.
- Orhon D, Sözen S and Kabdaşlı I**. 2000. Recovery and Reuse in The Textile Industry- A Case Study at a Wool and Blends Finishing Mill. *Proceeding of the 9th Gothenburg Symposium* İstanbul, October 02-04 305-315.
- Orhon D, Babuna G E and Kabdaşlı I**. 2000. A Scientific Approach to wastewater recovery and Reuse in the Textile Industry, *1st World Water Congress of The International Water Association*, Paris, France, 3-7 July, 9-16.
- Özcan Y**, 1978. Tekstil Elyaf ve Boyama Teknolojisi, Fatih Yayınevi, İstanbul.
- Park Tj. Lee, K H, Jung, E J and Kim C W** 1999. Removal of Refractory Organics and Color in Pigment Wastewater with Fenton's Oxidation, *Water Science & Technology*, **39**, 189-192.
- Pontius E W**, 1990. Water Quality and Treatment, McGraw-Hill, New York.
- Rott U, Minke R** 1998. Overview on the Treatment of Wastewater From Textile Processing Industry, *Fourth International Symposium on Waste Management Problems in Argo-Industries*, İstanbul, September 23-28, **2**, 25-32.
- Sevni E M** 2000. Tekstil endüstrisi Atıksularında Ozonlama ile Renk Giderimi ve Ozonlamanın Biyolojik Arıtılabilirliğe Etkisi, *Doktora tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü İstanbul.
- Solozhenko E G, Soboleva N V, Goncharuk V. V.** 1995. Decolorization of Azodye Solution by Fenton's Oxidation, *Water Research* **29**, 9, 2206-2210.
- Soyhan B** 1998. Tekstil Boyama Atıksularının Arıtılabilirliği, *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü İstanbul.

- Sözen S** 1991. Tekstil Endüstrisinde Kirlenme Kontrolü *Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi*, 1, 3, 133-144.
- Stephenson R L, Havkburn J. B**, 1998. The Handbook of Industrial Waste water Systems. Jr Lewis Publishers, Washington
- Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği**, 1988 199919 Sayılı Resmî Gazete.
- Tünay O** 1996. Çevre Mühendisliğinde Kimyasal Prosesler, İTÜ İnşaat Fakültesi Matbaası, İstanbul.
- Wang L K, Wang M H S**, 1992. Treatment of Textile Wastewater, Handbook of Industrial Waste Treatment, Marcel Dekker Inc.
- Weber J. R And Walter J.** 1972. Physicochemical Processes For Water Quality Control, Wley Inc., New York

ÖZGEÇMİŞ

Hijlal Üner, 1976 yılında İstanbul'da doğdu. Orta öğretimi Bakırköy Yahya Kemal Beyatlı Lisesinde tamamladı. 1999 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun oldu. Aynı yıl başladığı İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü Yüksek Lisans eğitimine devam etmektedir.